

Màster interuniversitari en Gestió de Sòls i Aigües

Universitat de Lleida – Universitat Autònoma de Barcelona – Universitat de Barcelona -
Universitat Pública de Navarra

Segrest de carboni en pedreres rehabilitades amb sòls adobats amb fangs de depuradora



Autor: ROBERT GONZALEZ CAMPISTANY

Director: JOSEP MARIA ALCAÑIZ BALDELLOU

Màster interuniversitari en Gestió de Sòls i Aigües

Universitat de Lleida – Universitat Autònoma de Barcelona – Universitat de Barcelona -
Universitat Pública de Navarra

Treball Fi de Màster

Tipus: Recerca

Segrest de carboni en pedreres rehabilitades amb sòls adobats amb fangs de depuradora

Autor: ROBERT GONZALEZ CAMPISTANY

Director: JOSEP MARIA ALCAÑIZ BALDELLOU

Juny 2015



Agraïments

Al director, Josep M. Alcañiz i Baldellou, per donar-me la oportunitat de realitzar aquest projecte, per la seva professionalitat i per compartir la seva experiència i coneixements. Agrair també l'atenció que ha mostrat durant tot el projecte i per la llibertat que m'ha donat a l'hora de realitzar-lo, el que m'ha permès compaginar-ho amb altres tasques.

Donar les gràcies també a tot el grup de recerca del CREAF, al Vicenç Carabassa, la Irene Raya, en Xavier Domene i la Rosa Cañizares, amb els que he compartit algunes hores agradables de laboratori, però sobretot perquè m'han ajudat en el que he necessitat i quan ho he necessitat.

Als meus amics, companys de màster i companys de feina. A l'Aida, per aguantar-me i donar-me ànims durant molts i molts dies. Al Manel Angel, per ajudar-me a fer uns mapes millors i a la Noemí, per donar-me suport i ajudar-me durant tot el projecte.

Finalment, a la meva família, especialment als meus pares que m'han donat ànims durant tot aquest temps i han fet tot el que ha estat a les seves mans per ajudar-me.

Resum

El canvi climàtic d'origen antròpic fa necessària la recerca d'alternatives viables per intentar pal·liar-lo. Una de les múltiples opcions és contribuir a la reducció del CO₂ atmosfèric segrestant carboni en el sòl. La recuperació d'àrees degradades, com les afectades per activitats extractives, pot permetre incrementar el carboni orgànic segrestat en el sòl al mateix temps que es restaura la zona. En el present treball s'han estudiat els canvis quantitius i qualitatius, en 18 anys, del carboni orgànic del sòl d'una pedrera de calcàries dolomítiques rehabilitat mitjançant terres adobades amb fangs de depuradora. S'ha comparat parcel·les adobades amb una mescla de terra i fangs de depuradora amb d'altres restaurades només amb terra de la zona. Es disposa de mostres agafades el novembre de l'any 1996, un mes després de l'estesa de les terres, i d'altres a la primavera del 2014. S'ha analitzat el C oxidable amb dicromat de potassi (C orgànic total) i també altres formes més estables del carboni, com el C no hidrolitzable amb àcid clorhídric i el C insoluble en medi alcalí (humines). Els resultats mostren que el contingut de C orgànic a parcel·les tractades amb fangs de depuradora i a les control ha augmentat significativament passats 18 anys. També s'ha observat que els sòls tractats amb fangs presenten valors més elevats de C recalcitrant i de C insoluble en medi alcalí que les parcel·les control. Així doncs, considerant el període 1996 – 2014, la restauració mitjançant fangs de depuradora ha suposat un segrest net de 26 Mg C ha⁻¹ en comparació als 19 Mg C ha⁻¹ en el sòl control. Per tant, es pot afirmar que l'aplicació de fangs pot contribuir a accelerar i augmentar el segrest de C en sòls d'activitats extractives restaurades.

Paraules clau: segrest de carboni, restauració d'activitats extractives, rehabilitació de sòls, fangs de depuradora

Índex

1. Introducció i objectius	7
1.1. Antecedents	7
1.1.1. Canvi climàtic i segrest de carboni en el sòl	7
1.1.2. Mecanismes d'estabilització de la matèria orgànica del sòl (MOS)	9
1.1.3. Restauració d'espais degradats	13
1.1.4. Marc legal de les activitats extractives	15
1.1.5. Fangs de depuradora utilitzats en restauració d'activitats extractives	17
1.2. Objectius	19
2. Materials i mètodes	21
2.1 Àrea d'estudi i descripció del medi	21
2.1.1. La pedrera experimental: Canteras de Lucas S.A.	22
2.1.2. Climatologia	23
2.1.3. Geologia	24
2.1.4. Geomorfologia	25
2.1.5. Usos del sòl i canvis d'usos	26
2.1.6. Adequació morfològica de les zones explotades	28
2.1.7. Sòls de la zona	28
2.2 Disseny experimental	30
2.2.1. Aplicació del substrat	30
2.2.2. Plantació de plançons	33
2.2.3. Mostreig de l'àrea d'estudi	33
2.3. Mètodes d'anàlisi	34
2.3.1. Anàlisi de la biomassa vegetal	34
2.3.2. Determinació del pH o reacció del sòl (mètode potenciomètric)	34
2.3.3. Determinació del pH potencial del sòl	35
2.3.4. Determinació de la salinitat per conductimetria	35
2.3.5. Determinació dels carbonats	35
2.3.6. Determinació del carboni oxidable amb dicromat de potassi	35

2.3.7. Determinació del carboni no hidrolitzable amb àcid clorhídric	36
2.3.8. Determinació del carboni orgànic insoluble en medi alcalí (humines)	37
2.4. Anàlisi estadístic	38
3. Resultats	39
3.1. Biomassa vegetal	39
3.2. $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$	40
3.3. $\text{pH}_{(\text{KCl})}$	41
3.4. Salinitat per conductivitat	42
3.5. Carbonats	43
3.6. Carboni orgànic total	44
3.7. Carboni recalcitrant	45
3.8. Carboni insoluble a l'extracció alcalina (humines)	45
3.9. Estimació de la quantitat de C orgànic segrestada	45
4. Discussió	47
4.1. Canvis en el pH, salinitat i carbonats	47
4.2. Canvis en la quantitat de C orgànic	50
4.3. Canvis qualitatius de la matèria orgànica del sòl (MOS)	52
4.4. Carboni orgànica associat a la matèria mineral	54
4.5. Avaluació del segrest de carboni	56
5. Conclusions	57
6. Bibliografia	59

Índex de taules

Taula 1. Característiques analítiques del Calcixeroll típic (SSS, 2014) proper a l'àrea d'estudi _____	30
Taula 2. Caracterització de la terra utilitzada com a substrat _____	32
Taula 3. Caracterització dels fangs de depuradora emprats com a esmena orgànica _____	33
Taula 4. Tractament aplicat al sòl i codi d'identificació _____	34
Taula 5. Pes sec de biomassa vegetal no arbòria existent a les parcel·les experimentals en el mostreig de l'any 1998 i el 2014 _____	39
Taula 6. Comparativa del contingut de carboni oxidable de les mateixes mostres inicials, analitzades el 1996 i al 2014 _____	52

Índex de figures

Figura 1. Model conceptual de la matèria orgànica del sòl. Dinàmica i "pools" mesurables	10
Figura 2. Dinàmica de l'estabilització de la MOS relacionada amb els mecanismes de protecció i el nivell de saturació.	13
Figura 3. Mapa d'ubicació de la zona d'estudi	21
Figura 4. Diagrama ombrotèrmic de la zona on es situa l'activitat extractiva Dos Maries	23
Figura 5. Mapa d'ubicació de la Geozona denominada Pedra d'Alcover on es situa l'àrea d'estudi	24
Figura 6. Mapa geològic a escala 1:15.000 de l'àrea d'estudi	25
Figura 7. Mapa de pendents (%) i model digital d'elevacions (msnm)	26
Figura 8. Mapa de cobertes i usos del sòl de la zona experimental	27
Figura 9. Ortofotomapes que mostren l'evolució del paisatge des de 1946 fins al 2013	28
Figura 10. Cacixeroll típic (SSS, 2014). Sòl present a la zona propera a la pedrera	29
Figura 11. A la imatge a s'aprecia l'àrea d'estudi una vegada realitzada l'adequació morfològica. A la imatge b, es pot veure una parcel·la experimental un cop finalitzada la reposició del sòl	31
Figura 12. Mapa d'ubicació de les parcel·les experimentals	31
Figura 13. Imatges de l'estat de la vegetació segons el tractament a la primavera del 2014. La imatge de l'esquerra representa les parcel·les amb terra sola (control) mentre que la dreta, és de les parcel·les adobades amb la barreja de terra + fangs	39
Figura 14. Valors de pH mesurat en aigua en relació al temps i al tractament aplicat	40
Figura 15. Valors de pH potencial del sòl en relació al temps i al tractament aplicat	41
Figura 16. Conductivitat elèctrica mesurada en l'extracte 1:5 en relació al temps i tractament aplicat.	42
Figura 17. Contingut de carbonats en el sòl en relació al temps i tractament aplicat	43
Figura 18. Carboni orgànic oxidable del sòl en relació al temps i tractament aplicat	44
Figura 19. Carboni resistent a la hidròlisi àcida en relació al temps i tractament aplicat	45
Figura 20. Carboni insoluble en medi alcalí en relació al temps i tractament aplicat	46
Figura 21. Relació carboni recalcitrant / Carboni oxidable (índex de recalcitrància del C)	54
Figura 22. Relació carboni insoluble / Carboni oxidable (índex d'insolubilitat)	56

Abreviatures i acrònims

ANOVA: Analysis of Variance

C.E.: Conductivitat elèctrica

CFC's: Clorofluorocarbonis

C/N: Relació carboni - nitrogen

DOGC: Diari Oficial de la Generalitat de Catalunya

EDAR: Estació depuradora d'aigües residuals

ETRS: European Terrestrial Reference System

F: Parcel·les adobades amb fangs de depuradora

FAO: Food and Agriculture Organization

GEH: Gasos Efecte Hivernacle

ICGC: Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

IR: Índex de recalcitrància

M.O.: Matèria orgànica

MOS: Matèria orgànica del sòl

SER: Society For Ecological Restoration

SSS: Soil Survey Staff

T: Parcel·les tractades amb terra sola

UTM: Universal Transverse Mercator

1. Introducció i objectius

1.1. Antecedents

1.1.1. Canvi climàtic i segrest de carboni en el sòl

La Convenció Marc de les Nacions Unides sobre el Canvi Climàtic (CMNUCC) defineix canvi climàtic com un canvi del clima atribuït directa o indirectament a l'activitat humana que altera la composició de l'atmosfera mundial i es suma a la variabilitat natural del clima observada durant períodes de temps comparables. D'altra banda, l'IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001) el defineix com a una important variació estadística en l'estat mitjà del clima o en la seva variabilitat, que persisteix durant un període prolongat (normalment decennis o inclús més). Aquest canvi es pot deure a processos naturals o canvis de forçament radiatiu extern, o bé a modificacions antropogèniques persistents en la composició de l'atmosfera o en l'ús de les terres (IPCC, 2001).

El canvi climàtic es produït per una sèrie de gasos (principalment vapor d'aigua, diòxid de carboni, ozó, òxid nítrics i metà) que tenen un efecte hivernacle, és a dir, absorbeixen radiació i la re-emetten com a infraroja. D'aquesta forma, impedeixen que una part de la radiació solar escapi de la Terra i per tant contribueixen a que la temperatura mitjana de l'aire superficial del planeta sigui d'uns 15°C aproximadament. Aquest fenomen es produeix de forma natural però en els últims anys hi ha hagut un augment molt considerable de la concentració d'aquests gasos amb efecte hivernacle (GEH) degut a la activitat antròpica (com ho són els CFCs, i part del CO₂, el CH₄ i N₂O, per exemple) el que fa augmentar més del compte la temperatura del planeta entre altres fenòmens meteorològics.

Alguns d'aquests GEH com el diòxid de carboni es podrien reduir de l'atmosfera amb una disminució de les emissions (Protocol de Kyoto), però també existeix l'alternativa del segrest de carboni (en forma de CO₂) de l'atmosfera perquè sigui emmagatzemat

en reservoris terrestres o ecosistemes aquàtics gràcies a la fotosíntesi o a d'altres procediments tecnològics.

Lal (2001), estudia els principals reservoris i fluxos de carboni a la Terra. Existeixen cinc compartiments principals que són l'atmosfera, la biosfera, la hidrosfera, la litosfera i l'edafosfera. Aquest últim, fa referència al carboni emmagatzemat als sòls, un compartiment molt important en quant a la quantitat de carboni que pot emmagatzemar (2300 Pg^1), que supera la suma del carboni de l'atmosfera (720 Pg) i la biosfera (560 Pg). En el sòl, el carboni es troba en formes molt diverses, amb graus d'estabilitat molt diferents i per tant amb temps de residència molt variables. Es distingeix el carboni orgànic i el carboni inorgànic (Jackson, 1964). El primer és un component de la matèria orgànica del sòl que pot tenir temps de residència des de mesos fins a milers d'anys. El carboni inorgànic es troba en els sòls que s'han desenvolupat a partir de materials parentals carbonatats i que no s'han descarbonatat o també en sòls on els processos edàfics han acumulat carbonats.

Així doncs, des del punt de vista del segrest de C, els processos edàfics que interessen són aquells que:

- 1) Incorporen CO_2 i CH_4 al reservori de C edàfic o en limiten l'emissió a l'atmosfera
- 2) Allarguen dins del sòl el temps de residència del C, estabilitzat tan en formes orgàniques com inorgàniques
- 3) Transfereixen C a d'altres reservoris més estables

Els sòls juguen un paper molt complex davant el canvi climàtic, ja que poden actuar com a emissors de GEH resultat de processos metabòlics, o com a embornal d'alguns d'aquests gasos ja que tenen la capacitat de retenir-los i/o transformar-los. Són per tant, esmorteïdors de l'efecte hivernacle, i per això darrerament són molt valorats com a potencials segrestadors de CO_2 atmosfèric (ECCP, 2001; EuroCARE, 2002), o com a productors de cultius energètics que també contribuirien a disminuir l'emissió de GEH produïts pels combustibles fòssils. Cal, però, ser curosos amb determinats canvis

¹ $\text{Pg} = 10^{15} \text{ g}$

d'usos del sòl que són una font important d'emissions de CO₂ a l'atmosfera, com les transformacions de vegetació natural en cultius o l'expansió dels arrossars.

En els darrers anys ha rebut també una atenció especial l'estudi de la capacitat dels sòls per acumular i estabilitzar el carboni orgànic, principalment per avaluar en quin grau l'increment de CO₂ atmosfèric podria ser compensat per la immobilització estable o segrest de carboni al sòl. Estimacions globals de la capacitat potencial de segrest de C consideren que podria ser de 1 a 3 PgC·a⁻¹, si bé per qüestions tècniques i econòmiques només es podrien segrestar de 0,4 a 0,7 PgC·a⁻¹ (Smith, 2008). Una de les maneres seria la restauració d'àrees degradades i també canvis en la gestió del sòl (Rovira i Vallejo, 2003).

1.1.2. Mecanismes d'estabilització de la matèria orgànica del sòl (MOS)

La quantitat de C orgànic emmagatzemat al sòl ve donada principalment per dos factors que en determinen el balanç (Six *et al.*, 2002; Lützow *et al.*, 2006): els *inputs*, que fan referència a l'entrada de C orgànic al sòl a través de la producció primària neta o de determinades pràctiques de maneig i *outputs* o sortides per mineralització (Metzger & Yaron, 1986) principalment microbiana. Cal també considerar que existeixen altres processos abiòtics de pèrdua de C orgànic del sòl com són l'erosió, l'escolament superficial i la lixiviació.

Tot i això, cal entendre que la quantitat de C orgànic al sòl resultant d'aquest balanç reflecteix la quantitat de C sota unes condicions estables o estacionàries, però que no representen necessàriament un límit en els reservoris de C. Evidències empíriques mostren que els nivells de C en pràctiques d'agricultura intensiva i ecosistemes pastorals poden ser excedits sota condicions naturals (Six *et al.*, 2002), fet que indica que els nivells de C dels sòls nadius no tenen perquè ser sempre una mesura apropiada de la capacitat d'emmagatzematge de C d'un sòl.

El carboni orgànic pot romandre en el sòl gràcies a mecanismes diversos que fan que no sigui mineralitzat. En aquest sentit, Six *et al.* (2002) van proposar tres mecanismes

d'estabilització de la matèria orgànica del sòl (Figura 1): (1) l'estabilització fisicoquímica, (2) la bioquímica (recalcitrància) i (3) la física, entenent el terme d'estabilitat de la MOS (matèria orgànica del sòl) com la protecció davant la mineralització, mitjançant processos o mecanismes que contribueixin a prolongar els temps de residència al sòl. Generalment la MOS estabilitzada és més antiga que la no estabilitzada (Lützow *et al.*, 2006).

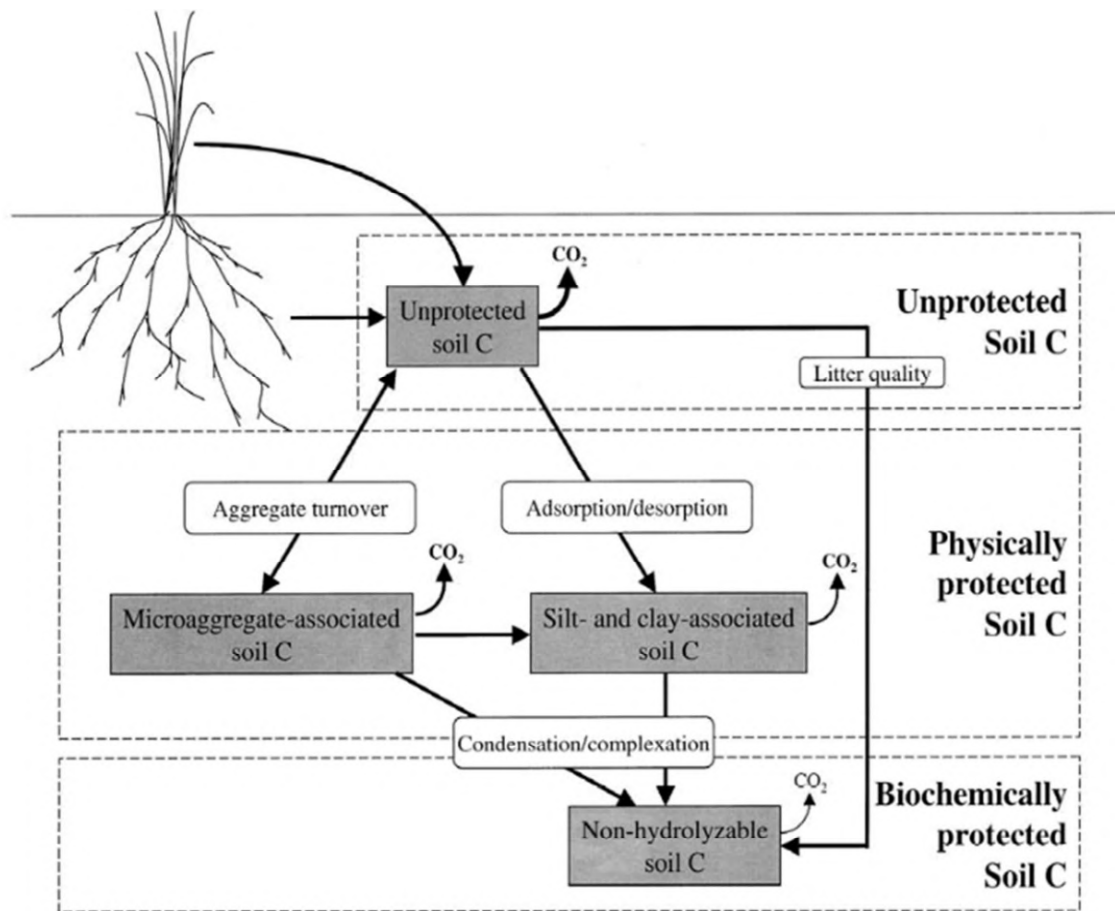


Figura 1. Model conceptual de la matèria orgànica del sòl. Dinàmica i "pools" mesurables. Font: Six *et al.*, 2002.

L'estabilització fisicoquímica fa referència a la interacció entre la MOS i els minerals del sòl com podrien ser llims, argiles i determinats metalls. Diversos estudis han demostrat la relació entre l'estabilització del C i N orgànics en sòls i el major contingut d'argila o llim (Sørensen, 1972; Merckx *et al.*, 1985; Feller i Beare, 1997; Hassink, 1997). També, alguns autors com Feller i Beare (1997) i Sørensen (1972) estudien l'estabilització del C i N orgànic en funció el tipus d'argila.

Hassink (1997) va estudiar la relació entre les fraccions entre la MOS i la textura del sòl, on va trobar una clara relació entre el C associat a les argiles i llims i la textura del sòl. Basat en aquest resultat, va definir la capacitat del sòl de preservar C amb la seva associació amb les partícules de llim i argila (Six *et al.*, 2002).

Diversos autors (Mayer, 1994; Hassink, 1997; Six *et. al.*, 2002) consideren que les partícules minerals del sòl tenen una capacitat limitada en quant a la protecció de la matèria orgànica. Aquest fet, implica que el grau de saturació dels llocs protectors afecta al potencial de conservació del nou C afegit al sòl. Conseqüentment, hi hauria d'haver un potencial major per a la preservació de la matèria orgànica en els horitzons subsuperficials on la saturació de la MO en les partícules minerals és més petita (Six *et al.*, 2002).

La matèria orgànica del sòl protegida físicament fa referència a la que s'acumula en els microagregats del sòl i que per tant està protegida de la descomposició per part dels microorganismes i els enzims degut a les barreres físiques entre substrat i biomassa microbiana. A més l'estabilització física es veu afavorida per la reducció en la difusió d'oxigen dins els microagregats i la manca d'aigua, que limiten la taxa de l'activitat microbiana (Six *et al.*, 2000). D'aquest mecanisme d'estabilització s'ha de tenir en compte que les pertorbacions físiques, atès que impliquen un trencament important dels agregats, impliquen una major accessibilitat d'aquesta MO protegida i per tant la facilitat que sigui mineralitzada. Així, Six *et al.* 2002 demostren una influència positiva de l'agregació en el segrest de carboni al sol. Aquesta protecció física de la matèria orgànica és fàcilment demostrable mitjançant una comparació de l'activitat respiratòria de mostres de sòl no pertorbades amb la de mostres que han estat subjectes a disgregació mecànica.

Per últim, l'estabilització bioquímica de la MO ve donada gràcies a la seva complexa composició química. Aquesta composició complexa pot ser una propietat heretada dels compostos més recalcitrants del material vegetal, com són les lignines o polifenols entre d'altres, o bé pot ser adquirida durant la descomposició a través de la condensació i complexació dels residus de la descomposició, donant-los més

resistència a la descomposició subseqüent. Per tant, la MOS és estabilitzada per la seva resistència bioquímica a la descomposició, inherent o adquirida (Cadisch i Guiller, 1997 –citats per Six *et al.*, 2002).

Durant els últims 30 anys, s'han desenvolupat un gran nombre de models de la matèria orgànica al sòl, un d'ells el que s'ha descrit en els paràgrafs anteriors. La majoria d'aquests models, assumeixen una cinètica de primer ordre per a la descomposició de la MOS en cadascun dels diferents reservoris o fraccions, el que vol dir que l'equilibri de la reserva de C és proporcional als *inputs* del C (Paustian *et al.*, 1997). Aquests models prediuen que el reservori de C del sòl pot ser incrementat sense límit, sempre i quan les entrades s'incrementin, sense suposició de saturació de C (Six *et al.*, 2002). No obstant això, alguns autors com Campbell *et al.* (1991) (citats per Six *et al.*, 2002) i Solberg *et al.* (1997) van demostrar que existia un límit en el contingut de C dels sòls que varen estudiar, quan l'increment d'aquest era nul en augmentar de dues a tres vegades el seu *input*. Així, els resultats van suggerir que els sòls tenen una capacitat limitada d'emmagatzemar C, l'anomenat nivell de saturació de C, que està relacionat amb els processos fisicoquímics i biològics d'estabilització o de protecció de la MOS. La saturació de C al sòl representa una limitació a aquests processos i per tant, a la capacitat de segrest de carboni al sòl. Així doncs, en els nous models, cada reservori o "pool" té una pròpia dinàmica de descomposició i uns mecanismes d'estabilització determinats per a la saturació de carboni (Six *et al.*, 2002) (Figura 2).

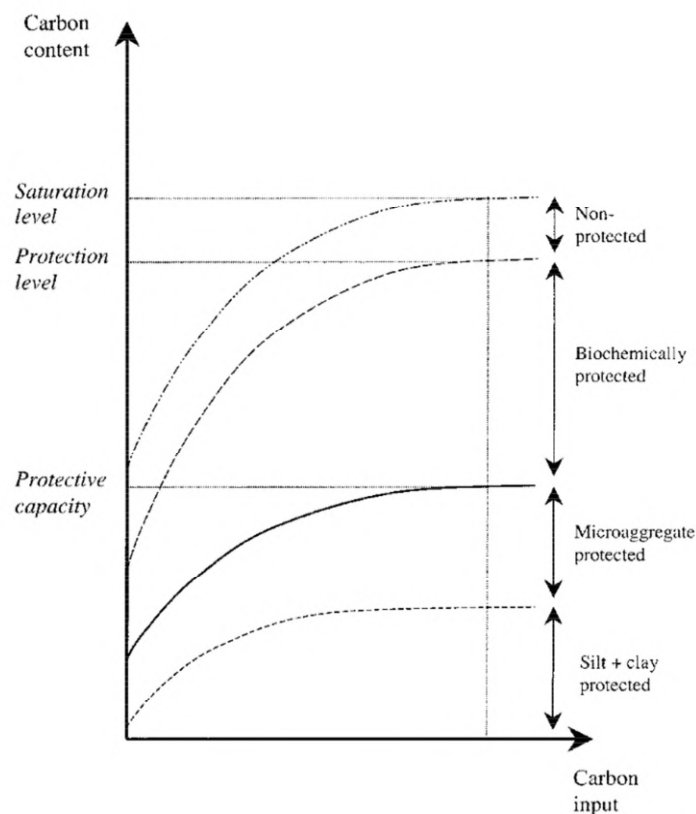


Figura 2. Dinàmica de l'estabilització de la MOS relacionada amb els mecanismes de protecció i el nivell de saturació. Els mecanismes de protecció apareixen descrits com a “silt + clay protected” (protecció fisicoquímica), “microaggregate” (protecció física) i “Biochemically” (protecció bioquímica). El terme “Non-protected” fa referència a la matèria orgànica particulada no protegida. *Font: Six et al., 2002.*

1.1.3. Restauració d'espais degradats

Existeixen una gran quantitat de sòls degradats, és a dir, que han perdut la seva potencialitat d'ús de manera total o parcial. Concretament, l'informe de la Unió Europea sobre l'estat dels sòls Europeus (2010), cita que els sòls estan principalment afectats per:

- **Erosió:** Es calcula que aproximadament 105 milions d'hectàrees estan afectades per erosió hídrica mentre que 42 milions més ho estan per erosió eòlica.
- **Davallada de la M.O.:** El canvi d'usos del sòl, entre d'altres, ha provocat una davallada del contingut de M.O. i actualment el 45% dels sòls tenen un contingut de matèria orgànica baix (0 - 2%).

- *Compactació*: Existeixen diverses estimacions sobre els terrenys compactats. Així alguns autors afirmen que el 36% del subsòl Europeu és susceptible o molt susceptible a la compactació.
- *Salinitat*: Es veuen afectades a Europa unes 3,8 milions d'hectàrees.
- *Contaminació*: Es calcula que aproximadament 3 milions d'emplaçaments han contaminat el sòl de la zona on operaven. Un dels contaminants més freqüents són els metalls pesats.

Algunes activitats humanes també han afectat i afecten la qualitat del sòl i n'han comportat la pèrdua total o parcial. La construcció d'infraestructures o l'explotació de mines a cel obert, que seran l'objecte d'estudi d'aquest projecte, en podrien ser clars exemples.

Les explotacions mineres a cel obert, són el conjunt d'operacions que tenen per finalitat l'obtenció dels recursos naturals del subsòl com ara metalls, hidrocarburs, àrids per a la construcció i altres matèries primeres. Molts d'aquests recursos que s'extreuen són necessaris per l'avenç de la de la societat però cal tenir molt en compte les afectacions que aquestes poden produir, sobretot al medi ambient. Alguns dels efectes més freqüents són la modificació del relleu original, l'eliminació de sòl i per tant de coberta vegetal, els conseqüents problemes d'erosió, l'afecció a la flora i la fauna i l'alteració a les aigües superficials i subterrànies (Alcañiz *et al.*, 2008).

Tenint en compte aquest constant augment de sòls degradats, en els últims anys han entrat en joc els conceptes de restauració ecològica i rehabilitació de sòls, que engloben totes aquelles pràctiques que pretenen recuperar les funcions i les potencialitats d'ús perdudes durant el procés de degradació (Ortiz, 1998). La restauració ecològica segons la Societat Internacional per a la Restauració Ecològica (SER) (2004) és el procés d'assistència a la recuperació d'un ecosistema que ha estat degradat, alterat o destruït. Es considera que és una activitat que inicia o accelera la recuperació d'un ecosistema en relació a la seva salut, integritat i sostenibilitat i que el porta a condicions molt similars a les que presentava inicialment. D'altra banda, la rehabilitació d'un espai degradat, és qualsevol intent per recuperar els elements

estructurals o funcionals de l'ecosistema a l'estat previ, però no necessàriament al òptim (Bradshaw, 1997).

La restauració, que com s'ha mencionat anteriorment implica el retorn de l'ecosistema al seu estat original anterior a la degradació (Bradshaw, 1997), comprèn quatre fases principals. Primerament té lloc una modificació morfològica del terreny per tal de que l'entorn torni, en la mesura possible, al seu estat inicial i alhora poder crear una nova xarxa de drenatge. La reposició de la capa més superficial del sòl natural, anomenada "terra vegetal" en el sector miner, és el següent pas a seguir i es considera un dels aspectes clau de la restauració, ja que té una influència determinant sobre la composició florística i el creixement de les plantes. També s'utilitzen sovint materials minerals de rebuig de la mateixa activitat extractiva com a formadors de sòls en la restauració. Són els sòls que en el sistema de classificació WRB de la FAO (2007) s'anomenen Tecnosòls. Aquests materials solen presentar granulometries desequilibrades i deficiències de nutrients que cal corregir fent mescles amb altres terres o materials, i amb la incorporació d'esmenes orgàniques com fems, restes vegetals triturades, composts, fangs de depuradora o adobs. La tercera etapa del procés de restauració és a revegetació, que es pot duu a terme mitjançant sèmences o plantacions que ajuden a la recuperació de la coberta vegetal i al mateix temps eviten l'erosió als estadis inicials de la restauració. Finalment es realitza un seguiment de la zona restaurada amb la finalitat d'avaluar l'efectivitat del pla de restauració, per veure si es compleixen els objectius proposats i per proposar noves millores en el cas de que la restauració no s'estigui realitzant de forma adequada.

1.1.4. Marc legal de les activitats extractives

Les zones afectades per un procés extractiu es poden recuperar en base a objectius emmarcats a la legislació vigent i per altres demandes específiques del entorn. Existeix un ampli ventall d'alternatives de restauració en funció de l'ús que se li vulgui donar a l'espai a restaurar. Així doncs, es podrien dividir els objectius de recuperació en: (1) integració ecològica i paisatgística, (2) usos recreatius no relacionats amb objectius ambientals (museu de mineria, teatre obert,...), (3) ús agrícola, (4) ús forestal.

L'afecció al medi per part de les activitats extractives, juntament amb la conscienciació de la societat pel desenvolupament sostenible, han permès implantar lleis que mitiguen els efectes de dites activitats a més de corregir els impactes ambientals generats. Aquestes lleis promouen la restauració i rehabilitació dels espais degradats degut a que els processos de regeneració naturals són molt lents.

A nivell català la restauració dels espais afectats per activitats extractives està regulat per la Llei 12/1981 de 24 de desembre (DOGC 189, de 31.12.1981) i el corresponent decret de desplegament 343/1983, de 15 de Juny (DOGC, de 19 d'agost de 1983).

Encara a nivell autonòmic català existeixen altres normatives que incideixen en la gestió i control de la restauració d'activitats extractives:

- Llei 12/1985 de 13 de juny d'espais naturals.
- Decret 67/1991 de 8 d'abril pel que s'assignen les competències i funcions del DMM.
- Decret 202/1994, de 14-06-1994, per la qual s'estableixen els criteris per a la determinació de les fiances relatives als programes de restauració d'activitats extractives.
- Ordre del 6 de juny de 1998 de desplegament parcial del Decret 343/1983, sobre les normes de protecció del medi ambient d'aplicació a activitats extractives.
- Decret 114/1998, de 7 d'abril, d'avaluació d'impacte ambiental.
- Llei 4/2004, de 1 de juny, reguladora del procés de adequació de les activitats d'incidència ambiental establert a la Llei 3/1998, de 27 de febrer, en la intervenció de l'administració ambiental.
- Decret 50/2005, de 29 de març, pel que es desenvolupa la Llei 4/2004, de 1 de juny, reguladora del procés d'adequació de les activitats existents a la Llei 3/1998.
- Llei 20/2009, de 4 de desembre, sobre la prevenció i control ambiental d'activitats

D'alta banda, a nivell estatal, les normatives que regulen les activitats extractives són:

- Llei 22/1973, de 21 de juny, de mines.
- Reial Decret 2857/1978, de 25 d'agost, perquè s'aprova el Reglament General per al Règim de la Mineria.
- Reial Decret 2994/1982, de 15 d'octubre, sobre restauració d'espais afectats per activitats mineres.
- Reial Decret 1116/1984, de 9 de maig, sobre restauració d'espais afectats per explotacions de carbó a cel obert i aprofitament racional d'aquests recursos energètics.

- Ordre de 13 de juny de 1984, sobre normes per a l'elaboració de plans d'explotació i restauració del espai natural afectat per explotacions de carbó a cel obert i aprofitament racional d'aquestes recursos energètics.
- Reial Decret 849/1986, de 11 d'abril, pel que s'aprova el Reglament de Domini Públic Hidràulic, que desenvolupa els títols Preliminar, I, IV, V, VI, VII de la Llei 29/1985, de 2 d'agost, d'aigües.

Fins l'any 1983, quan va ser aprovat el decret 343/1983, el 15 de Juny, no existia una legislació ferma referent a la recuperació d'espais degradats per activitats extractives i per tant les empreses no tenien l'obligació d'iniciar cap pla de restauració per recuperar l'espai explotat. Des de llavors, totes les empreses explotadores estan obligades a complir els requisits bàsics d'aquesta llei, basats en la definició d'un programa de restauració de l'àrea afectada i pagant una fiança que serà retornada a mesura que passi el període de garantia, fixat per tal d'assegurar l'efectivitat del compliment del programa de restauració. La llei però, només obliga a restaurar les zones explotades després de l'entrada en vigor de la llei.

1.1.5. Fangs de depuradora urbana utilitzats en restauració d'activitats extractives

La recerca d'alternatives viables i econòmicament assumibles per a la restauració d'aquests sòls afectats per activitats extractives ha passat, entre altres, per l'assaig de la viabilitat de la utilització dels fangs de depuradora d'aigües residuals urbanes en la restauració de pedreres de calcària (Sopper, 1993, Comellas *et al.*, 1994; Alcañiz *et al.*, 2008; Anaya *et al.*, 1996).

Els fangs de depuradora amb els quals s'ha treballat durant aquests anys, són fangs generats en estacions depuradores d'aigües residuals (EDAR) que han estat tractats mitjançant tractaments biològics i que com a mínim incorporin una digestió aeròbia o anaeròbia. Aquests fangs, són considerats un residu no especial segons el Catàleg Europeu de Residus.

Encara que en l'aplicació de fangs per a la restauració d'activitats extractives s'hagi de considerar la normativa general anteriorment citada, no existeix una normativa específica que reuli l'aplicació de fangs, compost o altres residus orgànics en la

restauració d'explotacions mineres. No són directament aplicables les directrius comunitàries o les disposicions espanyoles sobre limitacions en l'ús agrícola de fangs de depuradora ja que en molts casos, l'ús final dels terrenys explotats no és agrícola ni la finalitat es mantenir o millorar la fertilitat del sòl amb aportacions periòdiques, ans al contrari, es pretén preparar un substrat que en una sola intervenció permeti recuperar la vegetació de la zona sense necessitat de tornar aplicar fangs.

En aquesta línia, ha estat editat un manual sobre la utilització dels fangs de depuradora i la seva aplicació en activitats extractives i terrenys marginals que es basa en el reciclatge d'aquests residus orgànics a través del sòl (Alcañiz *et al.* 2008). El manual proposa que aquest residu orgànic s'ha d'aplicar mitjançant una barreja de sòl i material residual de l'explotació amb una quantitat de fangs que s'estableix d'acord amb la granulometria d'aquests residu pedregós, el grau d'estabilitat del fang, les limitacions legals considerades en aplicacions agrícoles en base als nivells de metalls pesants i altres característiques de la zona a restaurar.

Un cop aplicats de forma adequada, poden aportar al sòl degradat una quantitat important de matèria orgànica fàcilment mineralitzable que afavoreix un increment important de biomassa microbiana edàfica a curt termini (Ortiz & Alcañiz, 1993) a part d'intervenir activament als cicles biogeoquímics que tenen lloc al medi edàfic (Hayes, 1979; Stevenson, 1986; Clarhom, 1994, Kjoller & Struwe, 1994) i que fan del sòl un magatzem de nutrients, majoritàriament N i P, (Jenkinson & Parry, 1989; Jenkinson *et al.*, 1992; Van-Camp *et al.*, 2004) que permeten augmentar la fertilitat del sòl (Sopper, 1993) per al possible desenvolupament de vegetació que al mateix temps reduirà la susceptibilitat a l'erosió (Ojeda *et al.*, 2003; Moreno-Peñaranda *et al.*, 2004). A més, es tenen referències de que aquesta esmena orgànica millora les propietats físiques del sòl augmentant l'estabilitat dels agregats (Sort & Alcañiz, 1999; Caravaca *et al.*, 2002; Ojeda *et al.*, 2008) i tenint una major capacitat de retenció d'aigua (Ojeda *et al.*, 2010, 2011).

Tot i els beneficis que els fangs de depuradora aporten al sòl, és important tenir en compte que també poden comportar una forta modificació de les característiques del

mateix. En primer lloc, cal considerar que la matèria orgànica fàcilment mineralitzable pot comportar l'alliberament al sòl de sals minerals en quantitats importants (Pierzynski, 1994) i que poden produir efectes negatius temporals de salinització del sòl o poden ser transportades per les aigües de drenatge i contaminar altres indrets.

Cal tenir molt en compte també, que l'aplicació de fangs pot aportar un contingut de metalls pesats i contaminants orgànics persistents en el sòl (Moreno-Peñaranda *et al.* 2004; Düring & Gäth, 2002) que serien negatius per al sistema edàfic. A part, també pot provocar l'entrada de compostos orgànics xenobiòtics (O'Connor, 1994) i de microorganismes patògens (Scott, 1994). Degut a la gran variabilitat en aquets compostos xenobiòtics que es poden trobar als fangs, molts d'ells generats a la mateixa estació depuradora (Vaquero, 1995), són recomanables tests d'ecotoxicitat per detectar problemàtiques derivades de la presència d'aquestes substàncies al sòl (Domsch, 1984).

Finalment esmentar, que degut a l'elevada taxa de mineralització reportada en sòls esmenats amb fangs de depuradora (Debosz *et al.*, 2002; Mattana *et al.*, 2010), es pot suposar que la majoria de la matèria orgànica dels fangs és làbil, el que suggereix que els efectes de l'aplicació de l'esmena orgànica són només són transitoris (Tarrasón *et al.*, 2010) i que per tant aquests fangs no contribueixen directament al segrest de carboni.

1.2. Objectius

L'objectiu principal d'aquest treball és avaluar si l'ús de fangs de depuradora com a esmena orgànica de sòls degradats contribueix a un segrest efectiu de carboni en una perspectiva a mitjà termini, divuit anys després de la seva aplicació, analitzant canvis quantitatius i qualitatius de la matèria orgànica del sòl.

2. Materials i mètodes

2.1. Àrea d'estudi i descripció del medi

L'àrea d'estudi es troba al municipi de Mont-ral, a la comarca de l'Alt Camp, al vessant sud de les Muntanyes de Prades, prop de la Serra de la Mussara i a uns 650-700 m d'altitud. L'activitat extractiva on es realitzaran els treballs experimentals és la pedrera denominada Dos Maries, propietat de l'empresa Pedres d'Alcover i Canteras de Lucas (Figura 3). Es troba ubicada entre la Serra alta d'en Gomis (817 m), el Tossal Pedregós (739 m) i el Pla de les Perdius (840 m). Les coordenades UTM són X:342837, Y:4571601 (ICC, 2014).

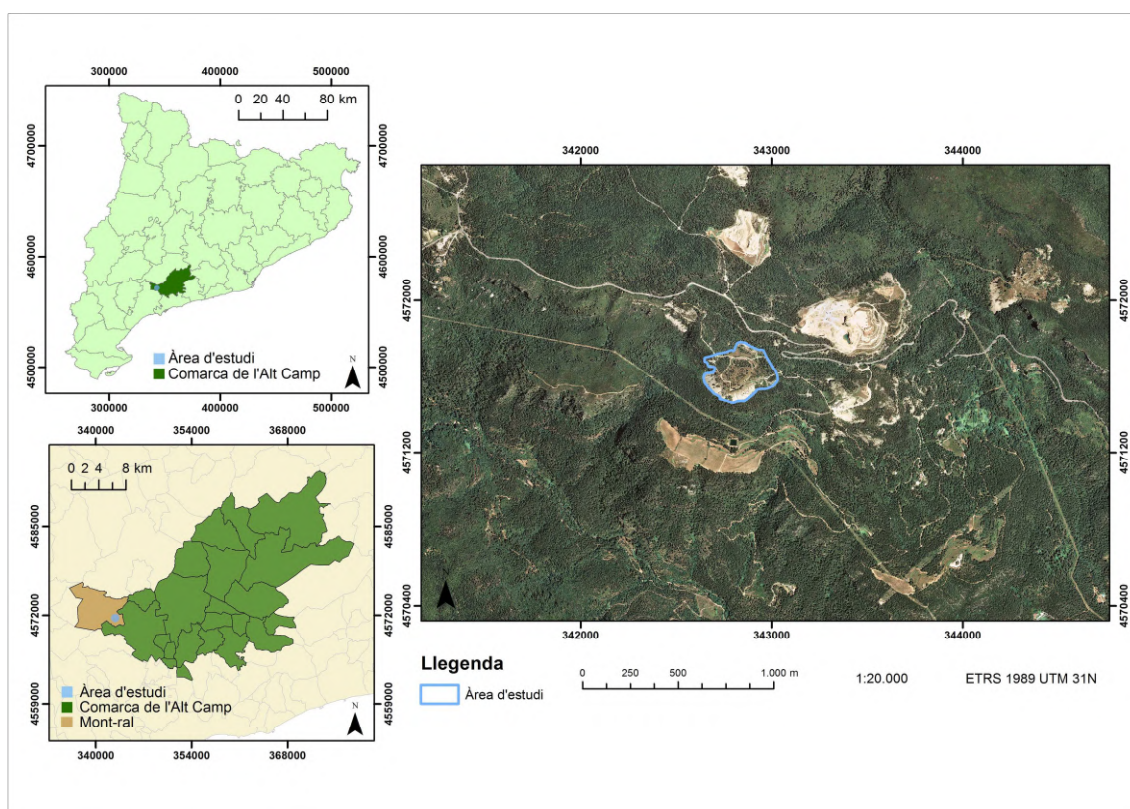


Figura 3. Mapa d'ubicació de la zona d'estudi. Queda representada la Comunitat Autònoma de Catalunya destacant la comarca del Alt camp a la part superior esquerra del mapa, la comarca del Alt Camp destacant el municipi de Mont-ral i l'àrea d'estudi a la part inferior esquerra i l'ortofotomapa a escala 1:20.000 representant l'àrea d'estudi.

Font: Elaboració pròpia a partir de l'ortofotomapa del ICGC.

2.1.1. La pedrera experimental: Canteras de Lucas

Canteras de Lucas, S.A. és l'empresa propietària de la pedrera Dos Maries, l'àrea on s'ha realitzat aquest estudi. És una empresa dedicada a l'extracció de pedra natural des de l'any 1965. La seva principal activitat és la comercialització de la denominada *Pedra d'Alcover*, que s'utilitza com a material de construcció i sobretot com a pedra ornamental.

L'explotació del material es realitza mitjançant maquinaria pesada especialitzada ja que els estrats laminars faciliten el procés d'extracció i fan que no siguin necessàries les voladures excepte en alguns punts determinats. Els sistema de restauració morfològica és el de talús-berma, que també facilita el procés d'extracció ja que deixa accessos lliures a la zona del front explotat, comporta pocs riscos en quant a desprendiments i facilita el disseny de la nova xarxa de drenatge.

Actualment l'empresa duu a terme una restauració ecològica integrada al pla d'explotació, ja que tracta de recuperar de manera progressiva l'ecosistema previ en les zones que ha estat degradat mentre altres zones de l'explotació continuen amb l'extracció de material, el que permet optimitzar els costos de l'explotació i accelerar la restauració de les àrees explotades.

Canteras de Lucas, al ser una empresa creada amb anterioritat a l'entrada en vigor de la Llei 343/1983, va engegar projectes de restauració per a les zones explotades a partir del 1983, que eren les que obligatòriament havien de restaurar. Malgrat tot, anys més tard i després de diversos conflictes amb l'organisme competent, l'empresa es va comprometre també a definir programes de restauració per aquelles zones explotades anteriors a l'entrada en vigor de la llei per tal de poder aconseguir permisos de nous fronts d'explotació.

2.1.2. Climatologia

El clima de la zona és de tipus Mediterrani subhúmit però amb algunes característiques de climes subàrids més habituals al sud. La pluviometria anual és de 690 mm i la temperatura mitjana anual de 12,6°C segons l'Atles Climàtic Digital de Catalunya (Pons, X., 1996; Ninyerola *et al.*, 2000). La mitjana de les temperatures mínimes a l'hivern és de 1°C i la mitjana de les temperatures màximes a l'estiu de 26°C.

Analitzant el diagrama ombrotèrmic (Figura 4) es pot apreciar que existeix un període sec al de Juliol i que els mesos més plujosos coincideixen amb la tardor i la primavera. Durant l'estiu els períodes de sequera són importants, fet que augmenta el risc d'incendis i la supervivència, potser, d'algunes espècies. Cal considerar també que és una zona bastant afectada per vents forts.

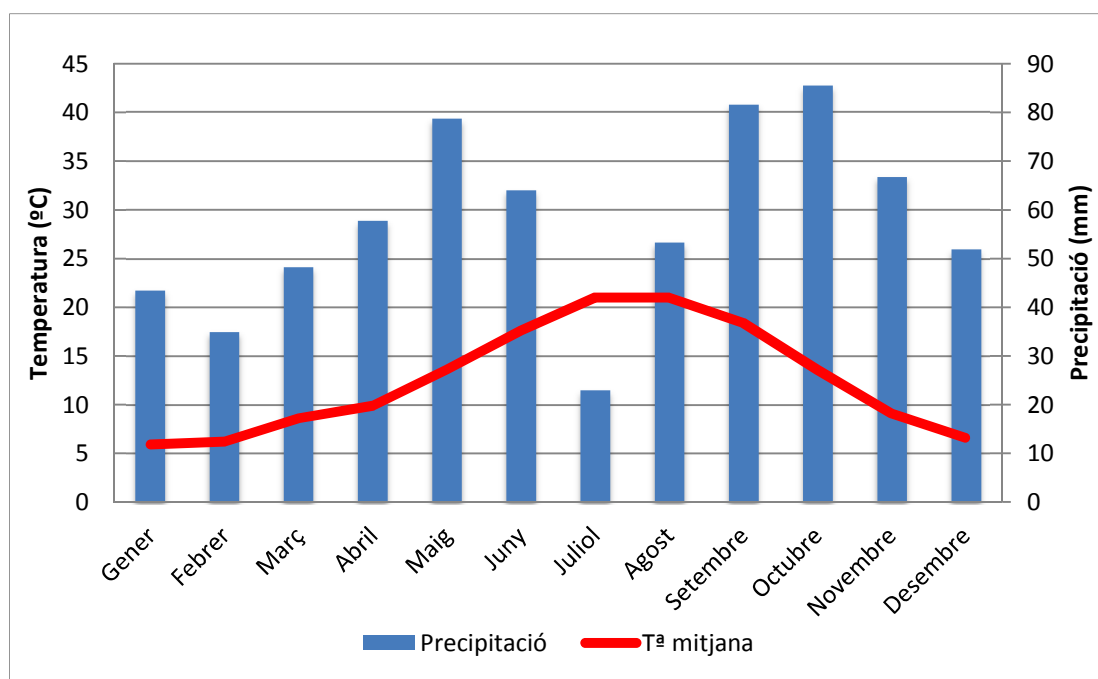


Figura 4. Diagrama ombrotèrmic de la zona on es situa l'activitat extractiva Dos Maries. Font: Elaboració pròpia a partir de les dades de l'Atles Climàtic Digital de Catalunya.

Tenint en compte aquestes dades i la correlació amb la temperatura del aire (Olarieta, JR, *com. pers.*) es pot afirmar, segons Soil Survey Staff (SSS, 2014), que el règim de temperatura d'aquest sòl, és *mèsic*. D'altra banda el règim d'humitat es pot considerar *xèric* (SSS, 2014), típic de les àrees amb clima Mediterrani on els hiverns són humits i frescs i els estius càlids i secs.

2.1.3. Geologia

La pedrera Dos Maries, es troba dins la geozona anomenada *Pedra d'Alcover*, al sud-est de les Muntanyes de Prades, a la part més meridional de la Serralada Costera Catalana. La unitat *Pedra d'Alcover* o “geozona 306” segons la Direcció General de Medi Natural de la Generalitat de Catalunya (Figura 5), es troba situada en una àrea que s'estén des dels Motllars fins al refugi dels Cogullons, territori que pertany a la conca hidrogràfica del riu Francolí.

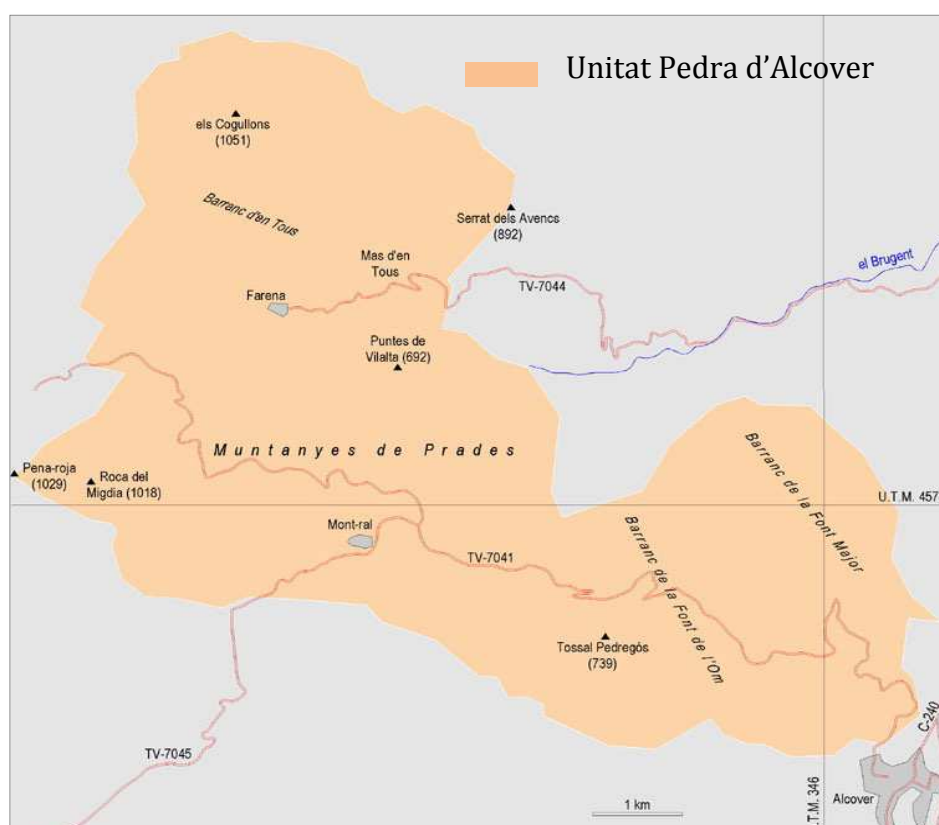


Figura 5. Mapa d'ubicació de la Geozona denominada Pedra d'Alcover on es situa l'àrea d'estudi. Font: Direcció General del Medi Natural, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya.

Els materials són d'edat Triàsica, del Muschelkalk superior, i parlant en termes d'estatges, del Ladinià. És una unitat formada per dolomies taulejades de gra molt fi, el que permet que els fòssils es conservin en molt bones condicions. L'anàlisi mineralògica indica a més de dolomita, la presència de calcita juntament amb filossilicats detrítics i quars. Així, l'interès d'aquesta geozona és la paleontologia i l'estratigrafia però també el seu vessant econòmic, ja que existeixen diverses explotacions de les dolomies taulejades que es comercialitzen com a pedra

ornamental, l'anomenada *Pedra d'Alcover*, que com s'ha mencionat anteriorment és una dolomia de color ocre groguenc, de gra molt fi (dolomicrita), finament estratificada i que en termes geològics es coneix com a "dolomia tabulada d'Alcover".

La geologia que envolta a aquesta zona característica de la comarca del Alt Camp es pot apreciar a la Figura 6, a escala 1:15.000, donant per tant una visió més general.

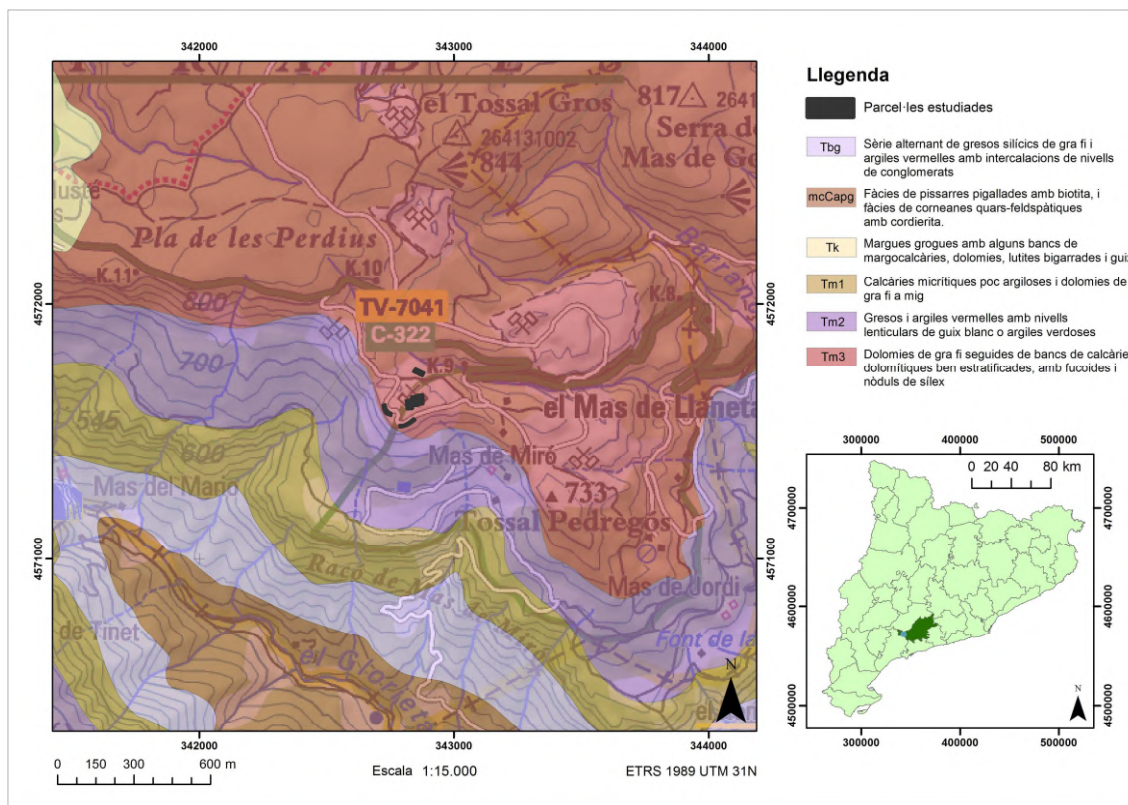


Figura 6. Mapa geològic a escala 1:15.000 de l'àrea d'estudi. *Font:* Elaboració pròpia a partir de la cartografia del Instituto Geológico y Minero de España.

2.1.4. Geomorfologia

La zona d'estudi es troba en un sistema muntanyós de morfologia tabular degut a la naturalesa litològica del substrat i també a la disposició horitzontal dels estrats. Concretament, el terreny de l'explotació forma part d'una carena situada entre el Tossal Pedregós i el Pla de les Perdius. A banda i banda, predominen forts desnivells i pendents escarpades que trenquen amb l'horitzontalitat dels estrats. Els barrancs del riu Glorieta situat al sud-est de la pedrera, i el de la Font de l'Om situat al nord-est,

conformen les valls obertes que divideixen aquest sistema. A la Figura 7 es pot veure el mapa de pendents i la representació del model digital d'elevacions. El primer mostra, a la part superior, zones on el pendent oscil·la entre el 0 i el 25%. Més al sud d'aquesta àrea, s'intueixen dues línies d'altres pendents (50 – 100% i 100 – 200%) que van del NW a SE. Així, amb l'ajuda del mapa d'alçades (a la part inferior de la imatge) es pot entendre, que la cota va disminuint, fent-ho de forma més pronunciada en les zones de més pendent, fet que justifica la morfologia tabular comentada anteriorment.

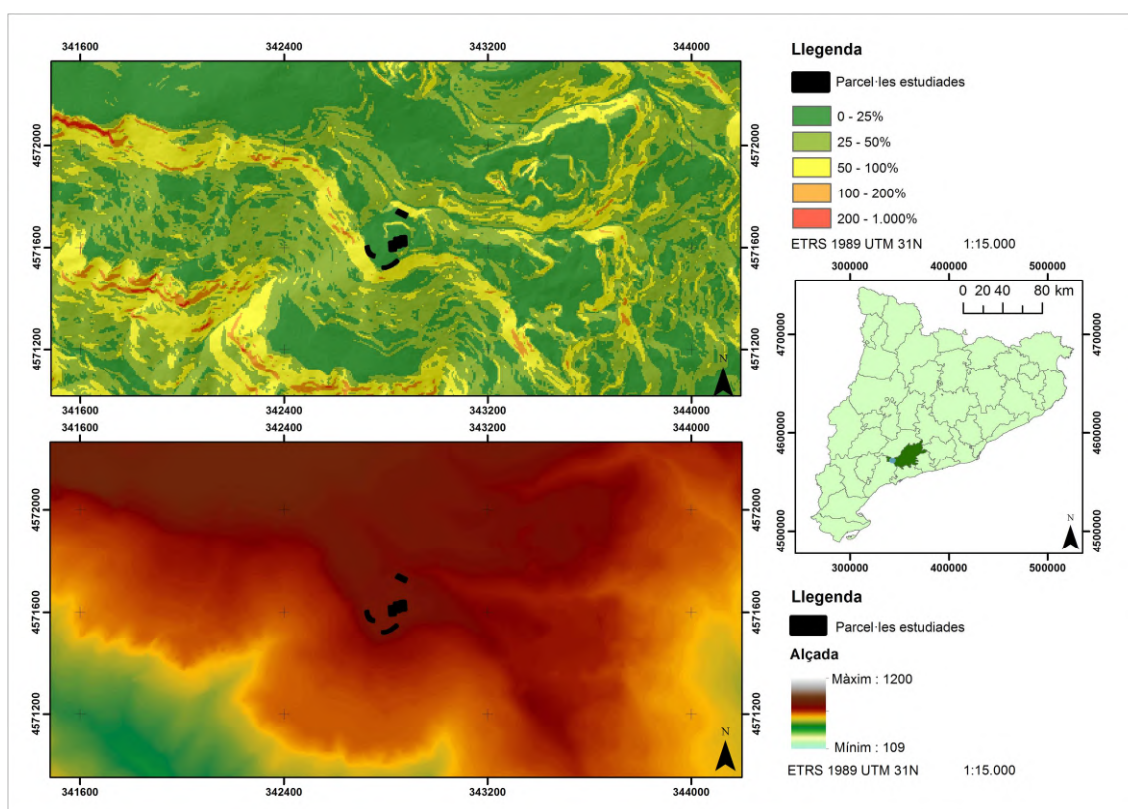


Figura 7. A la part superior es representa el mapa de pendents (%) dividit amb 5 rangs que van del 0% fins al 1000%. A la part inferior, el model digital d'elevacions, representat en metres sobre el nivell del mar (msnm) amb unes cotes que oscil·len entre 109 msnm i 850 msnm aproximadament. Font: Elaboració pròpia a partir del MDE del ICGC.

2.1.5. Usos del sòl i canvis d'usos

Antigament l'àrea d'estudi era principalment d'ús forestal i de conreus de secà, ja que en alguns indrets encara es poden trobar restes de murs de bancals que són indicis de que havien estat utilitzats com a camps agrícoles.

Actualment, l'ús del sòl dels voltats de la pedrera continua essent majoritàriament forestal. El paisatge vegetal està dominat per pinedes de pi blanc i pi roig, matollars

resultants d'incendis forestals i també de boscos mixtes de pins, alzines i garrics (Figura 8). No ocorre el mateix però, amb el terreny concret on s'ubica la pedrera que ha canviat dràsticament. La vegetació és més escassa, la morfologia del terreny ha canviat i l'ús del territori també, passant de ser forestal a ser una activitat extractiva.

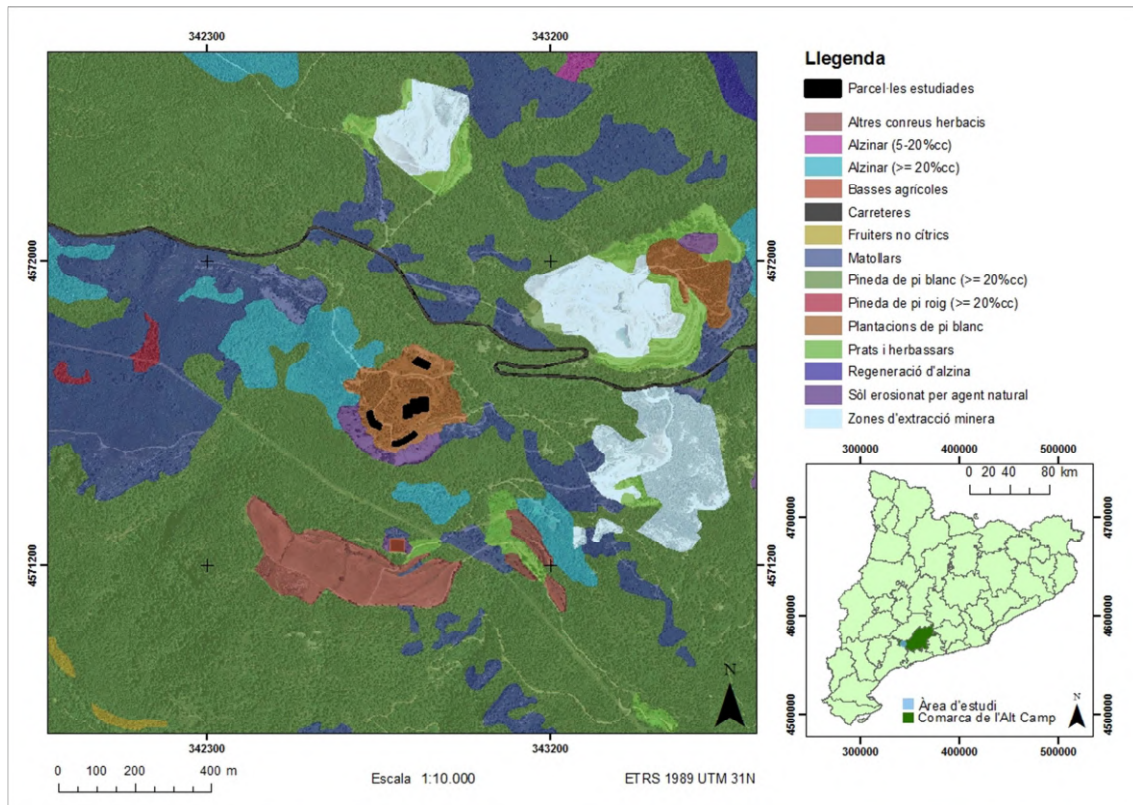


Figura 8. Mapa de cobertes i usos del sòl de la zona experimental. *Font:* Elaboració pròpia a partir del Mapa de cobertes del sòl (CREAF).

Tot i així, els treballs de restauració de la pedrera, basats en la restauració paisatgística i que tenen la finalitat de recuperar al màxim les característiques ecològiques (vegetació, relleu, sòl, etc.) de les que disposava anteriorment el territori, fan que l'espai afectat torni paulatinament a esdevenir una zona forestal.

En el següent d'imatges següent (Figura 9) es pot apreciar l'evolució del paisatge des del 1946 fins al 2013. Es pot notar el canvi d'ús que va sofrir la zona, passant de ser forestal a ser una zona activa d'extracció de material. En les darreres dues imatges es pot veure ja, com evoluciona la restauració iniciada durant els anys 90.

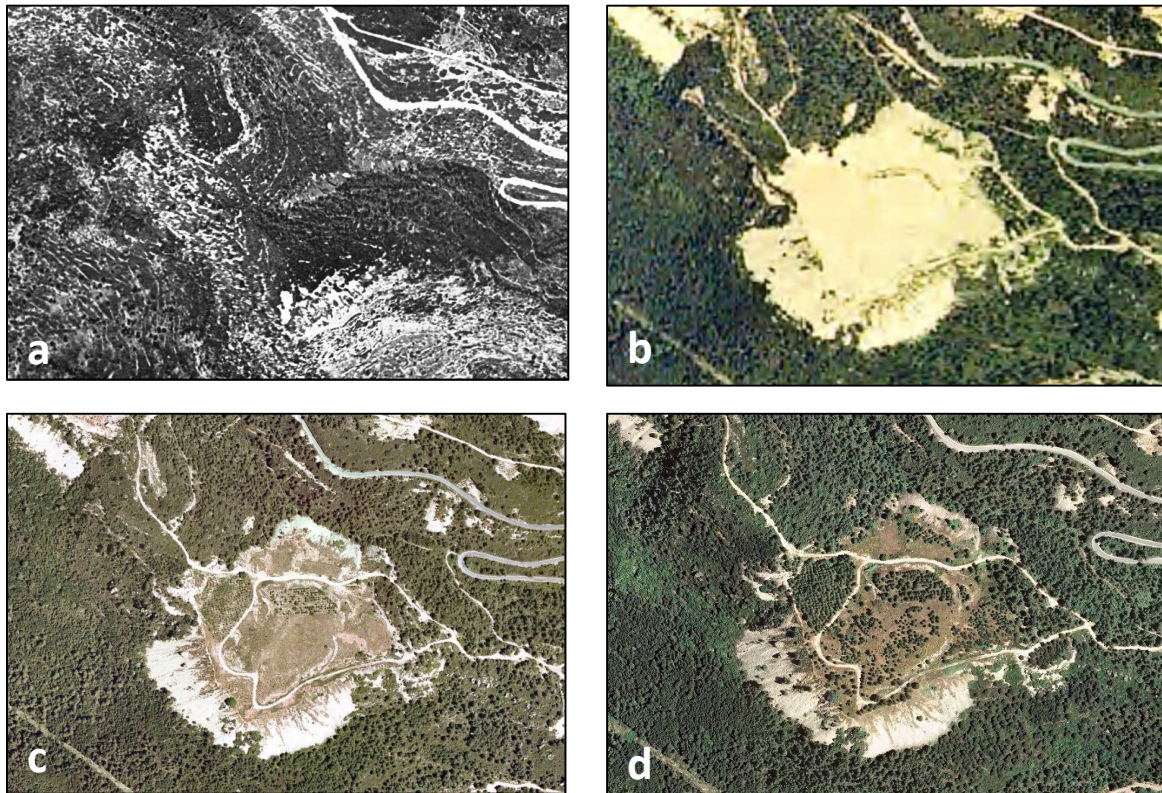


Figura 9. Ortofotomapes que mostren l'evolució del paisatge des de 1946 fins al 2013. Ortofotomapes de 1946(a) – 1993(b) – 2000(c) – 2013(d). *Font:* Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya

2.1.6. Adequació morfològica de les zones explotades

L'adequació morfològica de la zona afectada per l'explotació, és el primer pas del procés de restauració i tracta de suavitzant els abassegaments de pedres per donar un relleu més acord amb el paisatge que l'envolta. Al mateix temps es pot crear una xarxa de drenatge perquè la conca sigui capaç d'evacuar tota l'aigua rebuda.

2.1.7. Sòls de la zona

Els sòls que es troben a la zona es poden classificar com a *Xerorthents lítics*, els que es troben a les vessants on hi ha més erosió, o *Calcixerolls típics* (SSS 2014) presents a les zones més planes i per tant menys afectades pels processos erosius. Els processos edafogènics principals són la descarbonatació del material originari i la formació de precipitats secundaris de carbonats en forma de nòduls durs (que poden formar horitzons càlcics) a més de la incorporació d'humus que dona lloc a horitzons A.

L'any 2001 es va descriure un perfil a una zona propera a la de la pedrera on dominaven els *Calcixerolls típics*, sòls amb un epipedió mollic d'un grossor que en algunes zones arribava als 45 cm, seguit d'un endopedió càlcic (Figura 10).



Figura 10. Cacixeroll típic (SSS, 2014). Sòl present a la zona propera a la pedrera. *Font:* J.M. Alcañiz.

Les dades analítiques recollides a la Taula 1, permeten veure les característiques més específiques d'aquest sòl. Destaquen la quantitat de carboni orgànic en els horitzons superficials, la presència d'elements grossos també en aquests horitzons i la important proporció d'argila del sòl en general.

Taula 1. Característiques analítiques del *Calcixeroll típic* (SSS, 2014) proper a l'àrea d'estudi. *Font:* J.M. Alcañiz

Paràmetre	Sòl natural				
Horitzó	A1	A2	A3	AB	R
Profunditat (cm)	1- 24	24 - 43	43 – 55	55 – 87	>87
C. orgànic (%)	5,51	3,97	2,55	1,01	-
pH_{H2O}	8,36	8,08	8,2	8,21	-
Carbonats (%)	18,95	28,86	40,71	74,77	97,32
C.E. _{25°} (dS m⁻¹)	0,34	0,32	0,29	0,22	-
Elements grossos (%)	80,2	89,1	69	57,3	-
Sorra g. 2000-200 µm (%)	12,53	3,44	4,3	1,01	-
Sorra f. 200-20 µm (%)	8,17	8,21	4,62	14,42	-
Llims 20-2 µm (%)	32,69	37,74	44,53	46,39	-
Argiles < 2 µm (%)	46,61	50,61	47,13	38,17	-

2.2. Disseny experimental

L'estudi es realitza als terrenys restaurats de la pedrera. Feia aproximadament deu anys que l'empresa havia finalitzat l'explotació en aquesta zona concreta, i el terreny estava recobert de pedres del rebuig de l'explotació (regòlit) constituïdes principalment per gresos dolomítics de gra molt fi i altres roques calcàries del Triàsic, fet que feia molt complicat la recolonització espontània de la vegetació. Així doncs, dins el projecte de restauració de la zona explotada, es van preparar a l'octubre de 1996 les parcel·les experimentals que tenien l'objectiu d'avaluar si els fangs de depuradora podien funcionar com a esmena orgànica per accelerar o millorar restauració de zones de difícil recuperació per processos naturals.

2.2.1. Aplicació del substrat

Sobre la superfície modificada morfològicament (Figura 11a) es va dipositar una capa de terra d'uns 20 cm de gruix (Figura 11b). Una part es va rehabilitar només amb aquesta capa de terra, sense adobs, mentre que en una altra part, la terra va ser

adobada amb fangs de depuradora procedents de la EDAR de Lleida i incorporats a la terra abans de ser estesa sobre la superfície a rehabilitar.



Figura 11. A la imatge *a* s'aprecia l'àrea d'estudi una vegada realitzada l'adequació morfològica. A la imatge *b*, es pot veure una parcel·la experimental un cop finalitzada la reposició del sòl *Font:* J. M. Alcañiz

Dins d'aquesta zona rehabilitada amb terra sola o terra adobada amb fangs es van delimitar 6 parcel·les d'uns 600 m² cadascuna, que són objecte d'aquest estudi. Totes elles es troben en una zona més o menys plana, per tant la orientació i els possibles processos d'erosió no són un tret distintiu (Figura 12).

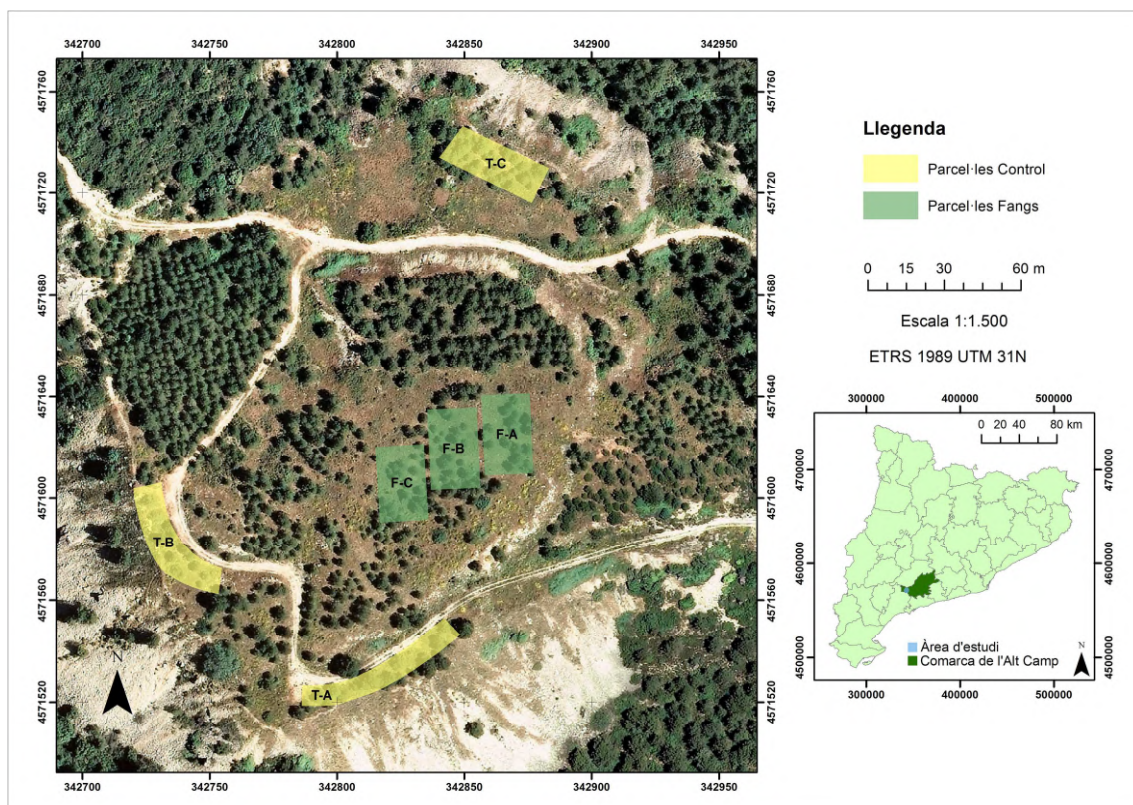


Figura 12. Mapa d'ubicació de les parcel·les experimentals. Les parcel·les F-A, F-B, F-C han estat tractades amb l'esmena orgànica, mentre que T-A, T-B, T-C representen les parcel·les control. *Font:* Elaboració pròpia

Tres d'aquestes es van considerar controls (T), i com s'ha esmentat anteriorment, no van estar sotmeses a cap tractament, únicament s'hi va aplicar una capa d'aproximadament 20 cm de terra extreta d'un altre finca propietat de la pedrera (Taula 2). Es tracta d'una terra molt argilosa, de pH bàsic i que conté carbonats de calci i magnesi, característiques que la fan apta per barrejar-la amb fangs de depuradora amb la finalitat de corregir les deficiències granulomètriques i de fertilitat del regòlit. Les tres parcel·les restants van ser restaurades amb una barreja de terra amb fangs de depuradora (F) (Taula 3) en una proporció 4:1 en volum que va esser preparada segons el procés de barreja descrit al manual de restauració amb fangs (Alcañiz *et al.*, 1996). Cal remarcar que en la nova edició del manual (Alcañiz *et al.*, 2008) es recomanen dosis més baixes de fangs per aquest tipus de restauració tot i que l'aplicació de fangs 4:1 (v:v) no va suposar efectes negatius al medi edàfic. Les parcel·les amb terra sola es van ubicar als voltants de la zona restaurada amb fangs per evitar la influència de lixiviats o d'escolament que poguessin modificar la fertilitat del sòl considerat com a control.

Taula 2. Caracterització de la terra utilitzada com a substrat. *Font:* Ortiz (1998) i informe de la plantació experimental a la pedrera Dos-Maries (1997).

Paràmetre	Mètode	Terra sola
pH (H ₂ O)	Extracte 1:2,5	8,05±0,10
pH (KCl)	Extracte 1:2,5	7,33±0,04
Carbonats (%)	Calcimetria ²	18,48±0,95
Conductivitat elèctrica (dS·m ⁻¹)	Pasta saturada	0,30±0,05
Carboni orgànic (%)	Oxid. dicromat	0,42±0,14
Nitrogen total (%)	Kjeldahl	0,06±0,01
P assimilable (mg·kg ⁻¹)	Olsen	22,28±5,78
Sorra gruixuda (g·kg ⁻¹)	Pipeta Robinson	71,1±16,90
Sorra fina (g·kg ⁻¹)	Pipeta Robinson	264,3±11,80
Llims (g·kg ⁻¹)	Pipeta Robinson	277,4±35,00
Argiles (g·kg ⁻¹)	Pipeta Robinson	397,8±39,30

² En l'anàlisi no s'han mesurat les dolomies. És un resultat no comparable amb els resultats obtinguts en aquest treball.

Taula 3. Caracterització dels fangs de depuradora emprats com a esmena orgànica. *Font:* Ortiz (1998), informe de la plantació experimental a la pedrera Dos-Maries (1997), i dades proporcionades per la EDAR de Lleida.

Paràmetre	Mètode	Fangs (EDAR Lleida) ³
Matèria seca (%)	Gravimetria	21,5±2,99
Matèria orgànica (%)	Calcinació 550°C	55,3±6,99
Matèria orgànica resistent (%)	Hidròlisi H ₂ SO ₄	22,3±5,63
N no hidrolitzable (%)	Hidròlisi H ₂ SO ₄	1,1±0,69
Grau d'estabilitat (%)	-	41,3±9,26
pH (H ₂ O)	Extracte 1:5	8,0±0,71
Carboni orgànic (%)	Oxidació dicromat	31,6

2.2.2. Plantació de pins, alzines i garrics

Un cop aplicat el nou substrat o tecnosòl, es va realitzar una plantació de *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* i de *Quercus coccifera* (50 peus per espècie), separats uns 2 metres entre ells i amb una disposició alternada, en cadascuna de les parcel·les. Tots els plançons procedien del viver La Fageda (Olot, Girona). Per a la seva caracterització se'n va mesurar el diàmetre basal i l'alçada, i es van distribuir de manera equivalent a totes les parcel·les per tal d'evitar diferències de mides inicials. Durant el primer any es van segar periòdicament els rodals que envoltaven als plançons per tal d'eliminar la competència de les plantes herbàcies, i per igualar les condicions de les parcel·les control i les tractades amb l'esmena orgànica.

2.2.3. Mostreig de l'àrea d'estudi

Un mes després de la reposició del sòl i just després de la plantació esmentada, al novembre de 1996, es va realitzar el mostreig inicial de sòl de les 6 parcel·les restaurades. Es van mostrejar els primers 20 cm de sòl amb una barrina Edelman, agafant 15 punts o sondes a cada parcel·la que van ser combinades a l'atzar per obtenir 3 mostres compostes dins de cada parcel·la (rèpliques 1,2,3).

De la mateixa manera, i entrant ja en el present estudi, a finals de primavera del 2014 es van tornar a mostrejar les parcel·les seguint el mateix procediment. Per tant, es

³ Són dades mitjanes obtingudes de l'EDAR de Lleida de les analítiques realitzades des de 1996 fins l'actualitat.

disposa d'un total de 18 mostres, 9 on s'ha aplicat el tractament amb fangs (F) i 9 de les parcel·les control (T) en cadascun dels dos temps mostrejats (inici i 18 anys després). A la Taula 4 s'indiquen els tractaments estudiats i els respectius codis d'identificació.

Taula 4. Tractament aplicat al sòl i codi d'identificació. F_{0,18} i T_{0,18} indiquen mostres del novembre de 1996 (0) o mostres de maig del 2014 (18) *Font:* Elaboració pròpia.

Tractament	Codi	Parcel·la	Rèplica
Terra + Fangs	F _{0,18}	A, B, C	1, 2, 3
Terra sola	T _{0,18}	A, B, C	1, 2, 3

D'aquesta forma es disposa de mostres de sòl de la mateixa zona, mostrejades de la mateixa forma, amb 18 anys de diferència, el que permet fer una comparativa interessant de l'evolució del carboni i d'altres característiques del sòl en una perspectiva a mitjà termini.

2.3. Mètodes d'anàlisi

2.3.1. Anàlisi de la biomassa vegetal

Per a l'anàlisi de la biomassa vegetal s'ha utilitzat un mètode senzill de manera que se'n pugui obtenir una informació útil i orientativa. Les dades s'ha obtingut recollint la vegetació que queda dins un cercle de 52 cm de diàmetre i que ha estat col·locat a l'atzar dins de cada parcel·la, per triplicat. La part aèria de la vegetació que es troba dins el cercle, és recollida, pesada en fresc i guardada per procedir al assecatge a 60°C. Un cop seca es torna a pesar per obtenir-ne el pes sec i calcular la biomassa en g·m². El mostreig inicial correspon al Juny de 1998 mentre que el mostreig final es va realitzar simultàniament al del sòl, el maig de 2014.

2.3.2. Determinació del pH o reacció del sòl (mètode potenciomètric)

El pH s'ha mesurat seguint els mètodes oficials d'anàlisi de sòls i aigües del Ministeri d'Agricultura (1975). La determinació s'ha realitzat amb una suspensió de sòl i aigua destil·lada en una proporció 1:2,5 (p/v). En aquest cas, es van barrejar 10g de sòl en

25mL d'aigua destil·lada, i després de remenar uns 30 minuts es va mesurar amb el pHmetre.

2.3.3. Determinació del pH potencial del sòl

El procediment és el mateix que per l'anàlisi del pH amb aigua. En aquest cas, la suspensió 1:2,5 (p/v) és amb KCl 0,1M. Així doncs, s'esperen resultats diferents ja que la solució salina de KCl produeix un desplaçament dels protons adsorbits vers la solució del sòl donant un valor de pH menor que amb la solució d'aigua destil·lada.

2.3.4. Determinació de la salinitat per conductimetria

Seguint el manual de Porta (1986) s'ha determinat la salinitat de les mostres de sòl. El mètode es basa en l'estimació indirecta del contingut de sals solubles del sòl mesurant la conductivitat elèctrica que presenta un extracte aquós del sòl, en aquest cas obtingut de 10g de sòl sec i 50mL d'aigua destil·lada (1:5 p/v), i filtrat amb paper Watman 42.

2.3.5. Determinació dels carbonats

Els carbonats s'han mesurat amb el mètode del calcímetre de Bernard que es basa en la descomposició dels carbonats mitjançant àcid clorhídric 6N, que provoca una emissió de diòxid de carboni proporcional al contingut de carbonats al sòl, que es mesurat volumètricament. El mètode seguit és el descrit al manual de mètodes oficials d'anàlisi de sòls i aigües del Ministeri d'Agricultura (1975).

2.3.6. Determinació del carboni oxidable amb dicromat de potassi (oxidació per via humida)

L'anàlisi del carboni oxidable s'ha mesurat segons la metodologia descrita per Hesse (1971), que consisteix amb l'oxidació per dicromat de potassi 0,4N en medi àcid (mescla àcid sulfúric i àcid fosfòric, 1:1 en volum). La determinació s'ha realitzat amb uns 300mg de sòl assecat a l'aire i prèviament triturat. A aquesta mostra se li afegeix

exactament 10mL d'àcid cròmic 0,4N, es barreja bé, i s'escalfa a 150°C durant 10 minuts, temps suficient perquè es produeixi l'oxidació de la matèria orgànica del sòl per l'ió Cr^{+6} . Produïda l'oxidació, es valora amb sal de Mohr l'excés de Cr^{+6} romanent, usant difenilamina com a indicador. Atès l'alt contingut de C inorgànic d'aquest sòl, la determinació del C oxidable per aquest mètode es considera una de les millors maneres d'estimar el contingut total de matèria orgànica. Cal esmentar que dona valors superiors al mètode de Walkley-Black.

2.3.7. Determinació del carboni no hidrolitzable amb àcid clorhídric

El carboni recalcitrant s'ha mesurat seguint Rovira & Vallejo (2007), amb algunes modificacions ja que el sòl presenta un alt contingut de carbonats i és força argilós. L'anàlisi es realitza partint de 1g de sòl triturat que es diposita dins d'un tub Pyrex, on seguidament se li afegeix 2,5mL d'HCl 6M per tal d'eliminar els carbonats (quantitat mínima necessària per destruir-los mesurada prèviament). Quan la mostra ja no produeix efervescència s'ataca amb 20mL d'HCl 6M i es deixa aproximadament 1h amb els tubs destapats perquè s'eliminin els eventuais carbonats residuals. Seguidament, per accelerar el procés de la hidròlisi, s'augmenta la temperatura a 105°C durant 18 hores. Durant la primera hora els tubs romanen oberts per assegurar que tot el CO_2 després dels carbonats sigui eliminat. Les 17 hores restants el tubs continuen a una temperatura de 105°C però en aquest cas tancats. Quan la hidròlisi ha finalitzat, es procedeix a descartar l'hidrolitzat i a l'eliminació dels clorurs. Per eliminar els clorurs, es renta la mostra amb 120mL d'aigua destil·lada. Per tal d'assegurar que la mostra quedi lliure de clorurs, s'han de procedir a 4 rentats amb 30mL d'aigua amb la posterior centrifugació durant 15 minuts i a 10.000rpm. La solució sobrenedant de cada procés de centrifugació s'elimina per decantació i es torna afegir aigua neta per procedir de la mateixa manera fins haver rentat la mostra 4 vegades. Posteriorment es comprova amb una solució de AgNO_3 que no hi hagi restes de clorurs que puguin influir en l'anàlisi. Un cop es té la mostra neta, es deixa assecar a 60°C durant 15h i s'analitza la totalitat del residu de la hidròlisi àcida per oxidació amb $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ seguint la mateixa metodologia del carboni oxidable anteriorment mencionada.

2.3.8. Determinació del carboni orgànic insoluble en medi alcalí (humines)

La determinació del carboni orgànic insoluble a l'extracció alcalina tracta d'estimar quina part de la matèria orgànica resta fortament estabilitzada en el sòl mitjançant unions amb components minerals (principalment argiles i òxids). S'utilitza el mateix procediment emprat per extreure l'humus, procés d'on se'n poden separar els àcids húmics i fúlvics. La fracció de matèria orgànica que no es pot extreure, és a dir, la que és insoluble en medi alcalí, s'anomena humina. Aquest anàlisi s'ha realitzat partint d'1g de sòl sec a l'aire. De la mateixa manera que en el cas de la hidròlisi àcida, s'han eliminat prèviament els carbonats (afegint 2,5mL d'HCl 6M) i després s'han afegit 20mL d'àcid HCl 0,1N, en una relació 1:20 (p/v) per eliminar tota la matèria orgànica soluble (similar als àcids fúlvics) i els elements minerals solubles en medi àcid. Passada una hora al remenador mecànic, es centrifuga la mostra durant 10 minuts a 10.000rpm. El sobrenedant conté els àcids fúlvics i sals minerals que es separen per decantació. A continuació es neutralitza el residu amb 1,6mL d'una solució de NaOH 1N (comprovant el pH amb paper Tornasol) i s'hi afegeixen 20mL de NaOH 0,1N. Aquesta suspensió se la sotmet a una atmosfera inerta de N_2 i es deixa al remenador mecànic unes 17h aproximadament. Passat aquest temps es centrifuga 10 minuts a 10.000rpm d'on se n'obté el sobrenedant que conté les anomenades substàncies húmiques, i el residu que conté la fracció mineral del sòl amb aquella matèria orgànica que ha resultat insoluble en NaOH, és a dir, les humines. Aquest residu sòlid es renta amb 75mL d'aigua destil·lada per tal d'eliminar els clorurs i altres elements minerals de la mostra que influïrien en l'anàlisi posterior. Per aconseguir-ho, es realitzen 3 rentades de 25mL cadascuna, eliminant el sobrenedant després de cada centrifugació i preservant al màxim la mostra que posteriorment s'haurà d'analitzar. Un cop acabat el procés de centrifugació es comprova l'absència de clorurs amb nitrats de plata. El residu rentat, s'asseca a 60°C i se'n determina el C oxidable amb $K_2Cr_2O_7$ seguint la metodologia anteriorment descrita.

2.4. Anàlisi estadístic

Amb les dades obtingudes al laboratori sobre els diferents anàlisi es procedeix al tractament estadístic mitjançant el programa StatView. Per això, s'han realitzat anàlisis de la variància (ANOVA) que permeten detectar les diferències entre les mitjanes de grups i els tractaments assajats. Es consideren diferències significatives quan el $P > 0,05$.

Si l'anàlisi de variància resulta significatiu, per a la separació de mitjanes dels diferents paràmetres avaluats, s'utilitza un test de separació de mitjanes, en aquest cas el test Fisher's LSD (Least Significant Difference.)

3. Resultats

3.1. Biomassa vegetal

Els resultats obtinguts de la biomassa vegetal present a les parcel·les experimentals en els dos temps de mostreig considerats es veu reflectit a la Taula 5. Primerament es pot apreciar, que no existeixen diferències significatives entre tractaments dins d'un mateix mostreig (1998 o 2014). Si bé, sí que existeixen diferències altament significatives ($P < 0,0001$) en quant a la evolució de la vegetació amb el temps. El pes sec de biomassa vegetal en les parcel·les tractades amb fangs, ha augmentat de $147\text{g}\cdot\text{m}^2$ (mostres inicials) a $359\text{g}\cdot\text{m}^2$ (mostres finals). En les parcel·les control també s'ha notat aquest augment significatiu, passant dels $79\text{g}\cdot\text{m}^2$ a $335\text{g}\cdot\text{m}^2$. La Figura 13 mostra l'estat de la vegetació actual.

Taula 5. Pes sec de biomassa vegetal no arbòria existent a les parcel·les experimentals en el mostreig de l'any 1998 i el 2014. F representa parcel·les tractades amb fangs de depuradora i T les parcel·les experimentals tractades amb terra sola. Lletres diferents indiquen diferències significatives $P < 0.05$. Font: Elaboració pròpia

Tractament	Any	Pes sec de biomassa vegetal ($\text{g}\cdot\text{m}^2$)
F	1998	$147,43 \pm 33,55$ b
T	1998	$79,42 \pm 34,67$ b
F	2014	$358,93 \pm 117,05$ a
T	2014	$335,10 \pm 141,45$ a



Figura 13. Imatges de l'estat de la vegetació segons el tractament a la primavera del 2014. La imatge de l'esquerra representa les parcel·les amb terra sola (control) mentre que la dreta, és de les parcel·les adobades amb la barreja de terra + fangs. Font: J. M. Alcañiz

3.2. $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$

La Figura 14 mostra la variació del pH segons el tractament aplicat i l'any de la mostra. Existeixen diferències significatives ($P < 0,0001$) del $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ depenent el tractament, essent menor en les parcel·les on s'han aplicat fangs de depuradora, ja siguin mostres del 1996 o del 2014. En quant a la variació del $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ al llarg dels divuit anys, es pot apreciar en el cas del tractament amb fangs, que el $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ no ha augmentat de forma significativa ($P = 0,3105$) anant de valors de $8,07 \pm 0,08$ a $8,12 \pm 0,11$. De forma contrària, s'aprecia una disminució significativa ($P < 0,0001$) del $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ amb el temps a les parcel·les control, passant de $8,52 \pm 0,04$ a $8,32 \pm 0,05$.

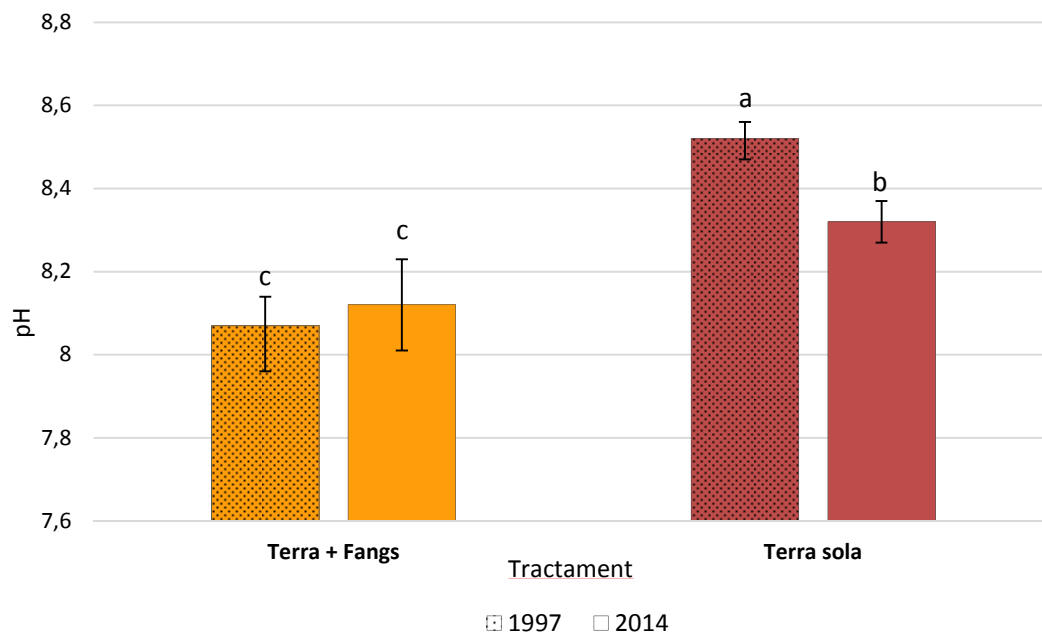


Figura 14. Valors de pH mesurat en aigua en relació al temps i al tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{pH} \pm$ desviació estàndard. *Font:* Elaboració pròpia.

3.3. pH_{KCl}

Els valors de pH_{KCl} obtinguts s'exposen a la Figura 15. S'observa tant en les parcel·les tractades amb l'esmena orgànica com en les control, una disminució significativa del pH_{KCl} ($P<0,0001$) en els 18 anys. El pH_{KCl} ha baixat de $7,45\pm0,03$ a $7,33\pm0,02$ en el cas de les parcel·les tractades amb fangs i ha canviat de $7,55\pm0,02$ a $7,42\pm0,003$ a les parcel·les control. Comparant ambdós tractaments, s'aprecia que en les parcel·les control el pH_{KCl} és significativament més elevat ($P<0,0001$) que les que han estat tractades amb fangs, ja sigui en els estadis inicials de la restauració com en l'actualitat.

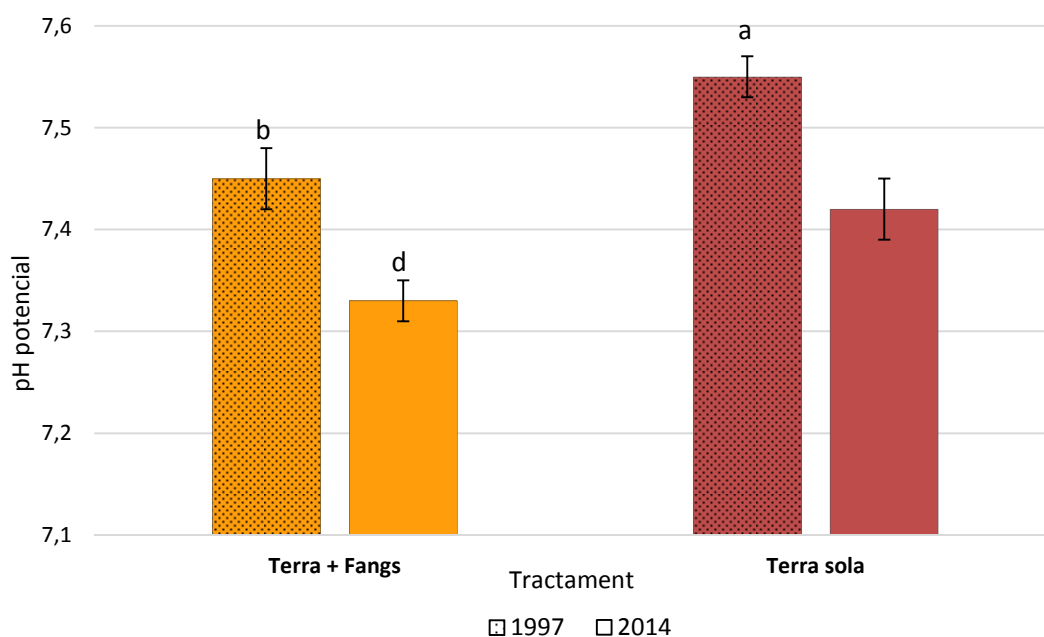


Figura 15. Valors de pH potencial del sòl en relació al temps i al tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats pH \pm desviació estàndard. *Font:* Elaboració pròpia.

3.4. Salinitat per conductivitat

Els resultats exposats a la Figura 16 mostren la conductivitat elèctrica dels extractes de sòl en aigua (1:5 p:v). Es pot apreciar clarament l'aportació inicial de sals dels fangs de depuradora, que eleven la una conductivitat fins a $0,403 \pm 0,064 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$. Tot i així, transcorreguts divuit anys, la conductivitat ha disminuït significativament ($P < 0,0001$) fins arribar als $0,107 \pm 0,010 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$. El mateix patró s'observa en les parcel·les control encara que, tot i ser una disminució significativa, no es tant marcada com l'anterior. Així, en tots dos tractaments existeix una disminució de la conductivitat que tendeix a igualar-se passats 18 anys.

Comparant els tractaments, s'observen únicament diferències en les anàlisis de les mostres inicials essent la conductivitat de les parcel·les tractades amb fangs ($0,403 \pm 0,064 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) significativament més elevada que les control ($0,186 \pm 0,010 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) ($P < 0,0001$). Com s'ha esmentat anteriorment, les conductivitats d'ambdós tractaments s'estabilitzen, donant valors molt similars en les mostres recollides al 2014.

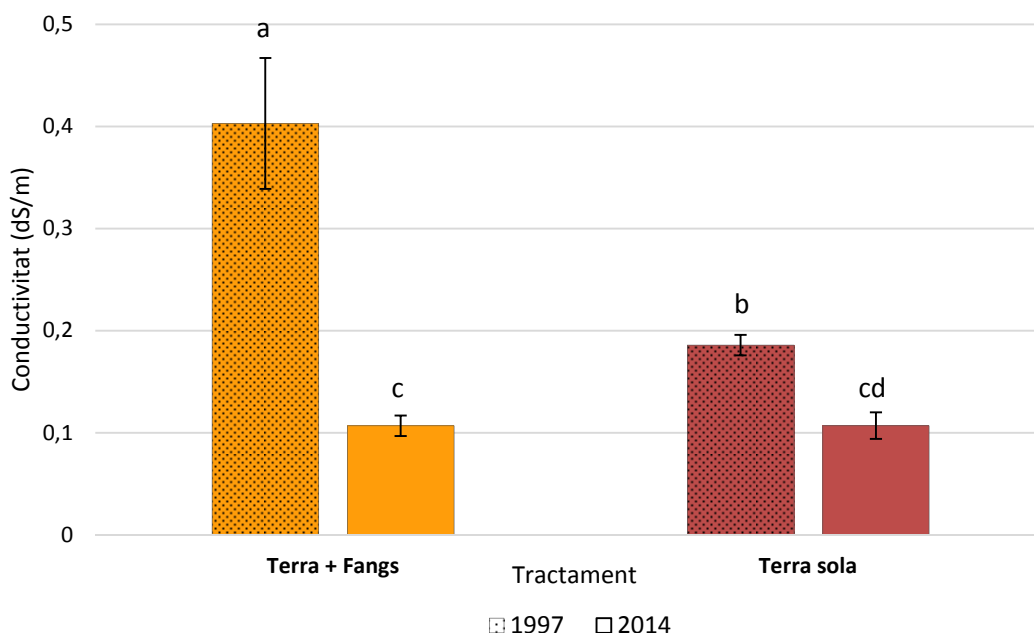


Figura 16. Conductivitat elèctrica mesurada en l'extracte 1:5 en relació al temps i tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{dS/m} \pm$ desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

3.5. Carbonats

Els resultats obtinguts de l'anàlisi de carbonats es veuen representats a la Figura 17. Cal tenir present en primer lloc, que aquest sòl conté una part apreciable de dolomita i que l'anàlisi inclou els dos minerals dominants d'aquest tipus (calcita i dolomita), si bé, el resultat s'expressen com a carbonat equivalent a CaCO_3 .

Tenint en compte aquest detall de l'anàlisi, es pot observar que amb el pas dels anys i en ambdós tractaments, hi ha hagut un augment del contingut de carbonats, significatiu només en les parcel·les de terra sola ($P=0,405$). Es passa en el cas de les parcel·les tractades amb fangs de $194,2 \pm 16,9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ a $207,7 \pm 16,9 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ i en les parcel·les control de $230,3 \pm 12,3 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ a $245,7 \pm 14,6 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$. També, fent la comparativa entre els tractaments es pot notar que del contingut de carbonats és més elevat en les parcel·les control, tant en les mostres finals com en les inicials. Aquestes diferències entre tractaments també resulten significatives estadísticament ($P < 0,0001$).

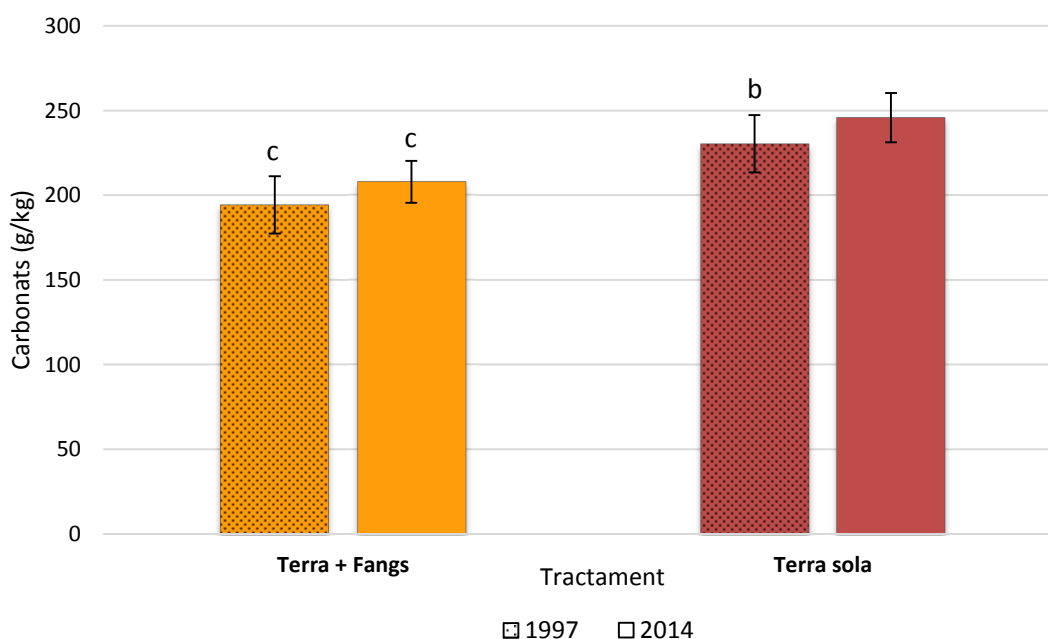


Figura 17. Contingut de carbonats en el sòl en relació al temps i tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{g/kg} \pm$ desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

3.6. Carboni orgànic total

Aquest paràmetre, en les condicions que s'ha analitzat, és una bona aproximació al contingut de carboni orgànic total. Els resultats de l'anàlisi del carboni orgànic total representats a la Figura 18 mostren canvis significatius ($P < 0,0001$) amb els anys, ja sigui a les zones restaurades amb fangs o a les control. Tot i l'augment de carboni total amb ambdós tractaments, s'observa que per les mostres recollides la primavera del 2014, les parcel·les tractades amb fangs han segrestat més carboni ($25,01 \pm 5,27 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$) que les parcel·les control ($13,70 \pm 3,52 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$). Tot i així, de manera relativa, les que n'han segrestat més en proporció respecte als valors de partida són les parcel·les control que contenen 3,9 vegades més de carboni que les mostres inicials.

Les diferències entre tractaments també resulten significatives ($P < 0,0001$) trobant valors més elevats de C total a les parcel·les tractades amb fangs.

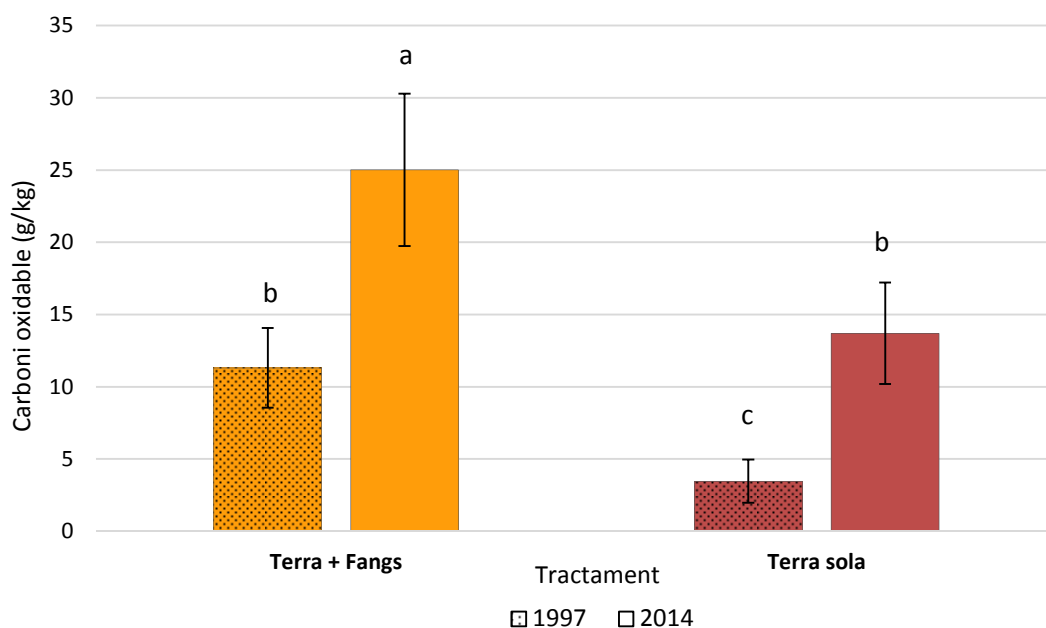


Figura 18. Carboni orgànic oxidable del sòl en relació al temps i tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{g/kg} \pm$ desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

3.7. Carboni recalcitrant

En els resultats del carboni resistent a la hidròlisi àcida, s'observa que la tendència del C recalcitrant és a augmentar amb els anys, amb un augment més marcat a les parcel·les control (2,7 vegades més gran). Si bé, la quantitat de carboni recalcitrant a les parcel·les amb fangs, és major ($9,92 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Com indica la Figura 19, resulten diferències significatives també entre tractaments ($P < 0,0006$) tenint una major quantitat de carboni resistent a la hidròlisi àcida en les parcel·les tractades amb l'esmena orgànica tant en els estadis inicials com en les mostres del 2014.

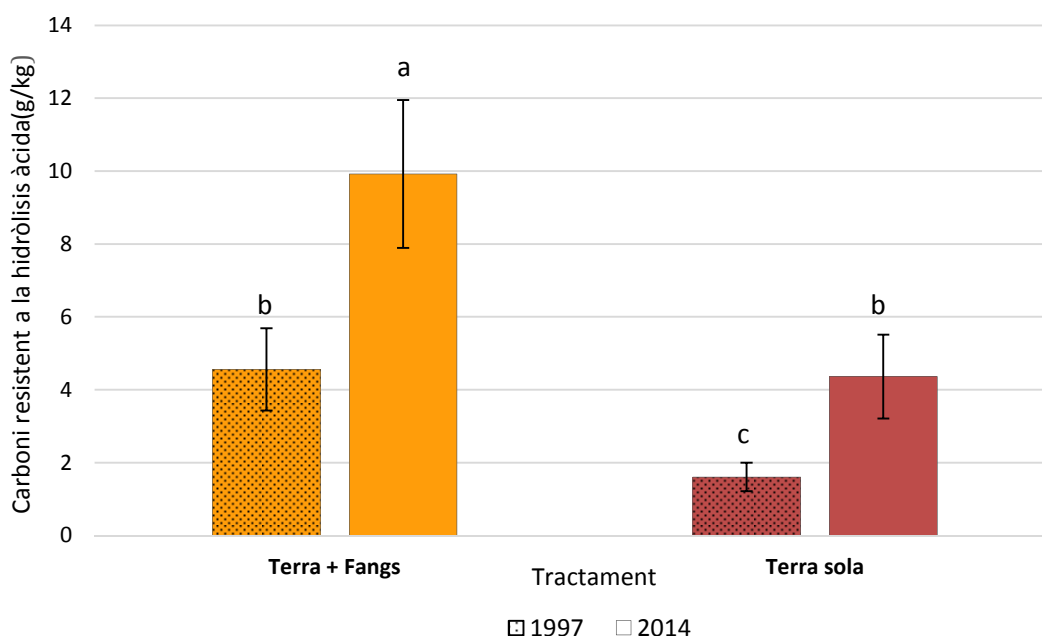


Figura 19. Carboni resistent a la hidròlisi àcida en relació al temps i tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{g/kg} \pm$ desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

3.8. Carboni insoluble a l'extracció alcalina (humines)

La Figura 20 representa el carboni orgànic insoluble en medi alcalí (humines), és a dir, el carboni associat als minerals. El patró és el mateix que en el C recalcitrant i per tant es pot apreciar com, amb el temps, tant en les parcel·les amb tractament de fangs com les control, existeix un augment significatiu del C insoluble ($P < 0,0001$).

Respecte a la quantitat de carboni segrestat en forma d'humina, s'observa que és major en el tractament de fangs ($11,06\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$), però l'augment respecte a les mostres inicials és més marcat en les parcel·les control (4,7 vegades més gran). Resulten també diferències significatives si es compara el carboni insoluble entre tractaments ($P<0,0001$).

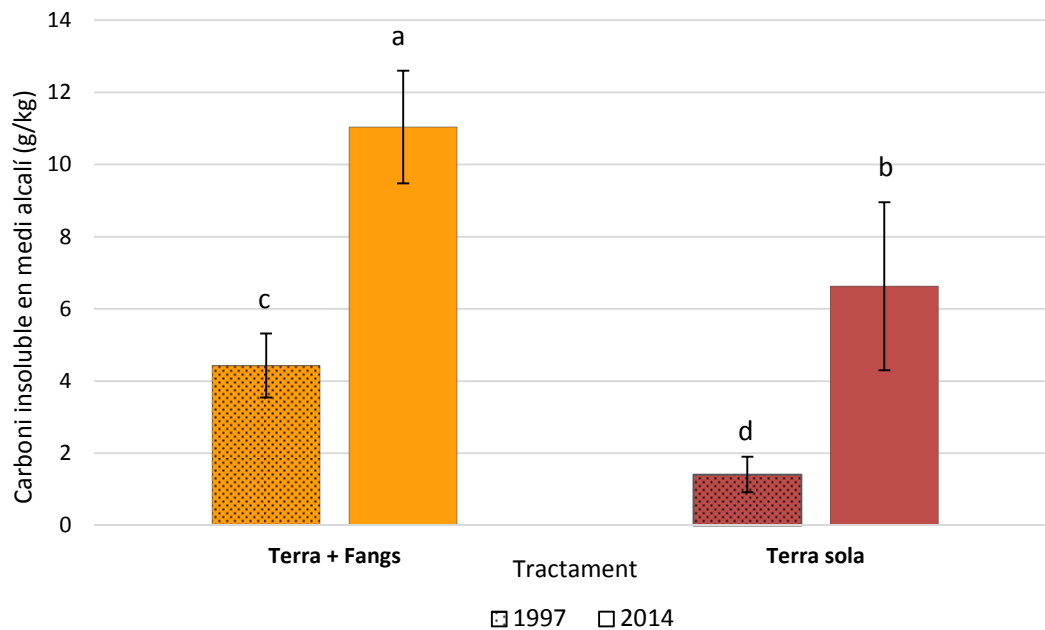


Figura 20. Carboni insoluble en medi alcalí en relació al temps i tractament aplicat. Lletres diferents indiquen diferències significatives. Unitats $\text{g/kg} \pm$ desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

3.9. Estimació de la quantitat de C orgànic segrestada

A partir de les dades de concentració de C orgànic al sòl (Figura 18), considerant una densitat aparent de $1,6\text{ Mg}\cdot\text{m}^{-3}$, tenint en compte la proporció d'elements grossos d'aquest sòl (Taula 1) i el gruix mitjà (20 cm), s'ha calculat el C emmagatzemat en les parcel·les experimentals. Les zones que han estat tractades amb l'esmena orgànica han segrestat aproximadament uns $26\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ mentre que a les parcel·les control s'ha segrestat $19\text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

4. Discussió

4.1. Canvis en el pH, salinitat i carbonats

Transcorreguts 18 anys, es detecten canvis en el pH, la salinitat i els carbonats del sòl. Uns deguts als tractament aplicat a les parcel·les experimentals i altres que probablement es donen de forma natural amb el pas del temps.

Els resultats del $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ mostren una acidificació del sòl en les parcel·les tractades amb l'esmena orgànica. Com és evident, aquesta diferència de pH ve donada per l'aplicació dels fangs, ja que aquests tenen un pH més baix que la terra control, i per tant acidifiquen la mescla Terra + fangs per efecte dilució quan s'aplica damunt del regòlit. Cal tenir en compte també l'acidificació produïda per l'activitat microbiològica generada pels fangs, que estimula la respiració i allibera CO_2 (Ortiz i Alcañiz, 1994) i àcids orgànics.

A les parcel·les tractades amb fangs, s'aprecia un lleuger canvi en 18 anys, no significatiu, passant d'un pH de $8,07 \pm 0,07$ a $8,12 \pm 0,11$. Probablement aquest canvi no significatiu cau dins del marge de l'error analític, ja que el $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ de les mostres inicials i el de les mostres finals es va realitzar en dies diferents i les condicions ambientals no eren exactament les mateixes. D'altra banda, la disminució significativa del pH en 18 anys a les parcel·les control es podria explicar pel poder acidificant de la vegetació (respiració de les arrels, excreció d'àcids orgànics), i per l'activitat microbiològica pròpia d'un sòl (respiració heterotròfica) que fa baixar el pH de $8,52 \pm 0,04$ a $8,32 \pm 0,05$.

El pH_{KCl} determina el grau d'adsorció d'ions (H^+) per les partícules col·loïdals del sòl. És un bon indicador de la disponibilitat de nutrients per a les plantes, influint la solubilitat, la mobilitat, la disponibilitat i els contaminants inorgànics presents al sòl (FAO, 2015). Els resultats exposats en l'apartat 3.2. mostren que els valors de pH_{KCl} són més baixos que els de $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$. Aquest fet es deu al desplaçament dels ions H^+ del complex de canvi per part del iò posant-los en la solució i per tant acidificant el medi.

El patró d'acidificació per la incorporació de fangs o l'evolució del pH del sòl en 18 anys és més clar amb els resultats del pH potencial. Existeixen diferències altament

significatives entre tractaments, essent les parcel·les amb fang les que tenen el pH més àcid ja sigui en les mostres inicials com en les finals. La disminució del pH_{KCl} al llarg dels divuit anys i en tots dos tractaments, és probablement un efecte de l'activitat microbiològica i de la vegetació, que amb la incorporació de nova matèria orgànica, fa baixar el pH, tal com ja s'ha justificat en la determinació del pH en aigua.

De la conductivitat elèctrica en destaca la notable aportació de sals just després de l'aplicació dels fangs. Aquest fet es produeix degut a que la matèria orgànica dels fangs està formada principalment per compostos orgànics molt làbils i parcialment mineralitzats durant els processos de digestió que han tingut lloc a la mateixa EDAR. Al ser incorporats al sòl, són mineralitzats ràpidament, en pocs dies o setmanes, el que comporta l'alliberament de grans quantitats de sals minerals (Pierzynski, 1994) com per exemple sulfats y nitrats. Aquestes sals, si es troben en excés, poden provocar temporalment efectes negatius a les plantes, especialment quan germinen, però tal i com s'aprecia en el gràfic de resultats (Figura 16) la conductivitat ha baixat molt al cap de divuit anys degut a que bona part d'aquestes sals que han estat captades per les plantes o han estat lixiviades en les aigües drenatge d'on passen a les aigües subterrànies. Malgrat no es disposa de la informació de l'evolució de la salinitat a més curt termini, es molt probable que l'augment de conductivitat elèctrica observat en el tractament amb fangs no hagi durat més d'un o dos anys.

Per a les parcel·les control el patró és el mateix encara que la conductivitat de les mostres inicials no és tant elevada. La conductivitat de la terra sola ($0,186 \pm 0,01 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$) ve donada per les característiques de la mateixa. Així, si es sap que eren terres d'un camp agrícola propietat de l'empresa, es podria plantejar la hipòtesis de que aquesta conductivitat és més elevada que la de les mostres finals, ve donada perquè temps enrere s'hi va aplicar algun tipus de fertilitzant, el que hauria produït un augment de la salinitat. Aquest fet però només es produiria a les terres de la capa superficial, el que fa pensar que el moviment de terres ja sigui de les capes superficials o més profundes provoca que una quantitat important de sals passi a la solució del sòl fent augmentar la salinitat.

Amb tot, en ambdós tractaments s'aprecia una davallada de la conductivitat que s'estabilitza a $0,107 \text{ dS} \cdot \text{m}^{-1}$ el que vol dir que s'ha perdut en totes les parcel·les l'excés

de sals aportat pels fangs en el cas de les parcel·les tractades amb els mateixos i les aportades amb la terra sola a les parcel·les control. En qualsevol cas, la salinitat no és un factor limitant de l'evolució de la vegetació en les zones restaurades.

En contra del que s'esperava, també es detecten canvis en el contingut de carbonats del sòl. Primerament es pot observar que tant en les mostres inicials com en les finals, el contingut de carbonats és més elevat en les parcel·les control. Aquesta diferència ve probablement donada perquè a la barreja de fang + terra, els fangs dilueixen el contingut de carbonats que conté la terra sola, és a dir, si la barreja ha estat 1:4 en volum (de material humit), una quarta part de la barreja conté un contingut de carbonats molt baix (fangs de depuradora) el que fa baixar el contingut de carbonats en les mostres inicials de les parcel·les tractades amb fangs respecte a les mostres de les parcel·les control. L'anàlisi de carbonats es va realitzar tant a les mostres inicials com en les finals per tal d'assegurar que els resultats fossin comparables, ja que l'existència de dolomita, que reacciona amb l'àcid més lentament que la calcita, podria generar diferències en els resultats obtinguts pels diferents analistes. Respecte als canvis en el contingut de carbonats equivalents a CaCO_3 (incloent calcita i dolomita) amb el temps, es pot veure que en tots dos tractaments, el contingut de carbonats ha augmentat, fent-ho significativament únicament en les parcel·les control. Aquest augment es pot raonar seguint tres hipòtesis ben diferents. La primera és que aquest augment sigui un artefacte del mostreig, ja que el mostreig de l'any 1996 i el del 2014 van ésser realitzats per persones diferents. Així, és possible que en el mostreig del 2014 es recol·lectés una petita part del regòlit subjacent a la capa de sòl que, al ser dolomites de gra fi parcialment disgregades, produirien un augment en el contingut de carbonats. Com a segona hipòtesis és podria pensar que amb el pas del temps hi han hagut processos de dissolució dels carbonats del regòlit que s'han incorporat a la solució del sòl per ascensió capil·lar i que han re-precipitat en la capa de sòl mostrejada. La tercera hipòtesis plantejada és que es podrien neoformar carbonats a partir del CO_2 present en la solució del sòl (àcid carbònic) que al combinar-se amb el Ca o Mg generés un precipitat de carbonats, suposició que permetria afirmar que durant el procés de restauració, hi ha hagut un segrest de carboni per part del sòl en forma de carbonats. Els objectius d'aquest treball, i el disseny experimental del mateix no

permeten esbrinar quina ha estat la causa d'aquesta variació temporal dels carbonats. En qualsevol cas, el fet que al mostreig del 2014 la concentració de carbonats sigui major que l'inicial permet afirmar que, globalment, no hi ha hagut pèrdues de C inorgànic en el sistema restaurat i que la tendència és la mateixa a mesura que passen els anys.

Per un anàlisi més exhaustiu del carboni inorgànic s'hauria de recorre a tècniques més especialitzades com les anàlisis isotòpiques de C o a l'anàlisi micromorfològic de làmines primes.

4.2. Canvis en la quantitat de carboni orgànic

El C orgànic del sòl es troba en forma de restes vegetals, animals i microbianes encara poc alterades, però majoritàriament en forma d'humus i en formes molt condensades de composició pròxima al carboni elemental (Jackson, 1964). En condicions naturals, el contingut de C orgànic del sòl resulta del balanç entre la incorporació del material orgànic fresc i de la sortida a l'atmosfera en forma de CO₂ resultat de la respiració heterotròfica (Swift, 2001, i Aguilera, 2000), i també de pèrdues per erosió i lixiviació (pèrdues abiòtiques).

El carboni reactiu amb K₂Cr₂O₇ en les condicions utilitzades en aquest treball es considera molt proper al carboni orgànic total del sòl (Nelson i Sommers, 1982). No inclou, però, el contingut a les restes de carbó o l'anomenat *black carbon* format per estructures benzèniques policondensades. Aquestes formes de C han de ser poc abundants a la zona experimental ja que no ha estat afectada per incendis en el període de 18 anys, només en podria contenir una molt petita quantitat els fangs de depuradora com a resultat de la presència de micropartícules d'hidrocarburs aromàtics policíclics presents arreu (motors dels vehicles, pols atmosfèric, etc.) que van a parar a les aigües residuals. Per tant el C oxidable amb dicromat analitzat en aquest treball es quasi equivalent a C orgànic total. A més, aquest mètode no inclou el C inorgànic, molt abundant en aquest sòl. Així, els resultats de l'apartat 3.5. mostren un augment significatiu del carboni orgànic total, tant a les parcel·les control com a les que han

estat tractades amb fangs en el període de 18 anys. És clar que els fangs de depuradora han contribuït als canvis en el contingut de matèria orgànica del sòl, però la major part d'aquesta matèria orgànica és làbil, el que fa pensar que els efectes dels fangs han estat només transitoris (Tarrasón et al., 2010). És per això, que es pot esperar que l'increment de carboni orgànic observat es basa més en l'evolució i aportacions de la vegetació de la zona que en la matèria orgànica aportada pels mateixos fangs. Estudis realitzats per Walter *et al.* (2006) confirmen aquesta hipòtesis ja que també van observar canvis en el contingut de matèria orgànica 5 anys després de l'aplicació dels fangs, però no just després de la seva incorporació.

En el present estudi els resultats van en la mateixa línia ja que el contingut de carboni orgànic és menor a les mostres inicials, recollides un mes després de la seva aplicació, que a les mostres recollides divuit anys després. El contingut de carboni orgànic augmenta 2,2 vegades el seu valor en les parcel·les tractades amb fangs i 3,9 en les parcel·les control. Aquest major augment en les parcel·les control es degut a que en els estadis inicials, les parcel·les amb fangs ja van rebre una quantitat considerable de matèria orgànica làbil, el que fa que en aquestes últimes l'increment sigui proporcionalment menor. Quantitativament, però, el major segrest de carboni es produeix en les parcel·les tractades amb fangs, degut a la major biomassa produïda per la vegetació que s'ha establert a la zona fertilitzada.

Aquest augment en el contingut de carboni orgànic ha fet que s'arribi a una concentració d'aproximadament un 2,5%, un valor bastant inferior si es fa referència al carboni orgànic de l'horitzó superficial del perfil de sòl natural descrit l'any 2001 proper a la pedrera, que és del 5,5% (Taula 1). Així, aquesta diferència marca que aquest sòl restaurat encara podria incorporar una quantitat important de matèria orgànica i que, per tant, pot contribuir encara més al segrest de carboni.

Un punt important que també cal tractar, és si les anàlisis de C orgànic realitzades en aquest treball reflecteixen el contingut original de les mostres que han estat conservades en sec i a temperatura ambient durant 18 anys. A l'efecte s'ha fet una comparativa entre les dades del carboni orgànic total obtingudes fa divuit anys i les

analítiques actuals de les mateixes mostres inicials, ja que es podria pensar que les condicions d'emmagatzemament de les mostres de sòl hagin permès una degradació parcial del C fent baixar el seu contingut, ja sigui a causa de processos fisicoquímics o per una degradació biològica lenta. Tot i que les anàlisis no van ésser realitzades pel mateix analista, sí que es va seguir el mateix mètode. A la Taula 6 es contrasten aquestes dades, i es pot apreciar que el contingut de C orgànic de les mostres emmagatzemades 18 anys és menor, aproximadament, un 13% en les parcel·les tractades amb fangs i un 8% en les control. Així, hi ha hagut una certa pèrdua de C i ha estat una mica major a les mostres de sòl tractades amb fangs. Cal remarcar però, que degut a la dispersió de les dades, no existeixen diferències significatives entre els resultats obtinguts de les mostres analitzades al 1996 i les mateixes mostres analitzades al 2014. Per aquest motiu no s'ha tingut en compte aquesta pèrdua no significativa per corregir els valors de segrest global de C, el que pot conduir a una certa sobrevaloració.

Taula 6. Comparativa del contingut de carboni oxidable de les mateixes mostres inicials, analitzades el 1996 i al 2014. Valors mitjans i desviació estàndard de la pèrdua de carboni deguda al procés d'emmagatzematge en el tractament amb fangs i el de terra sense adobar. Font: Elaboració pròpia a partir de dades del informe de la plantació experimental a la pedrera Dos Maries.

Tractament	Anàlisi 1996	Anàlisi 2014	Pèrdua (%)
Terra + Fangs (F0)	1,26±0,24 a	1,13±0,28 a	12,80±5,65
Terra sola (T0)	0,42±0,14 b	0,35±0,15 b	7,80±4,37

4.3. Canvis qualitatius de la matèria orgànica del sòl

El carboni resistent a la hidròlisis àcida és una mesura orientativa d'aquell carboni químicament més estable i per tant, però no totalment, més resistent a la descomposició per la qual cosa podrà romandrà al sòl durant un llarg període de temps formant part del reservori de carboni estable del sòl.

En l'estudi realitzat, es poden observar diferències significatives depenent del tractament aplicat. Les parcel·les tractades amb fangs contenen més quantitat d'aquest carboni en els estadis inicials, el que evidencia que l'aplicació de fangs va

aportar quantitats importants de C recalcitrant. A les parcel·les control, la quantitat de C recalcitrant és menor i ve donada per les característiques de la terra control. Respecte al canvi de contingut d'aquest tipus de carboni en 18 anys, s'observa que tendeix a augmentar en ambdós tractaments gràcies a la contribució de la vegetació (sobretot per l'aportació de lignines, polifenols, suberina, ceres, etc.).

Tot i així, és necessari contrastar aquestes dades, ja que com s'ha comentat anteriorment la quantitat de carboni orgànic total també ha augmentat. En aquest sentit, l'índex de recalcitrància (I_R) mostra la proporció de carboni resistent a la hidròlisi àcida respecte al carboni orgànic total, el que permet veure si existeixen canvis qualitatius en la matèria orgànica del sòl. A la Figura 21 es mostra l'índex de recalcitrància del C orgànic. S'observa que, en el cas de les parcel·les tractades amb fang, no ha experimentat canvis en aquest 18 anys. Per contra, a les parcel·les control es pot apreciar una disminució significativa d'aquest índex, el que indica que hi ha una major proporció de carboni fàcilment mineralitzable en les mostres finals. Aquesta davallada de l' I_R es deguda a les noves aportacions de matèria orgànica fàcilment mineralitzable per part de la vegetació (carbohidrats per exemple), que fan baixar la relació C recalcitrant / C orgànic, que era més elevada ja que la terra sola contenia matèria orgànica vella i recalcitrant.

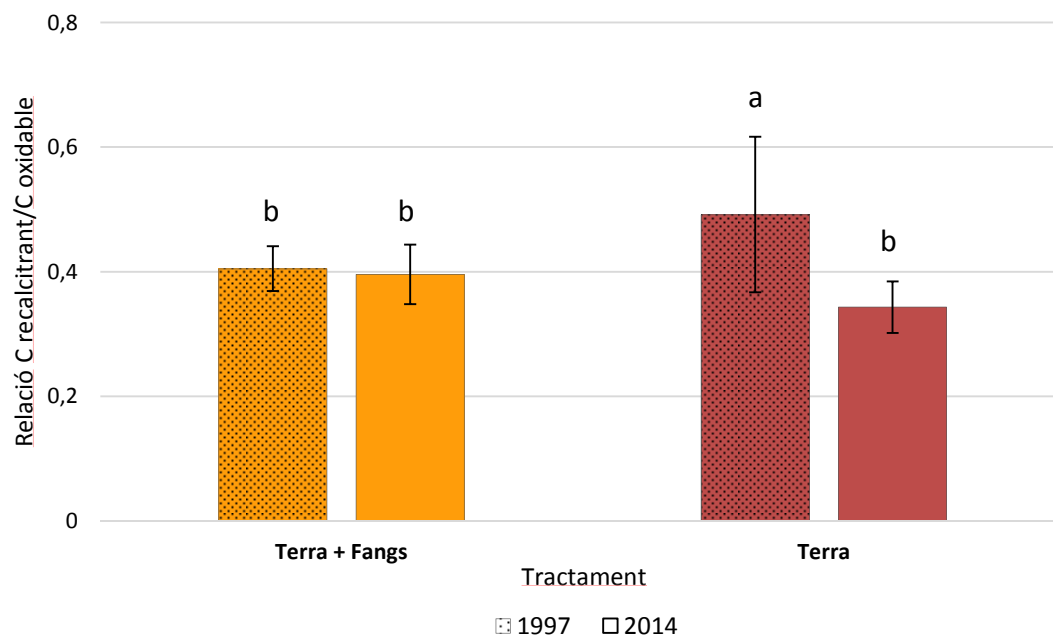


Figura 21. Relació carboni recalcitrant / Carboni oxidable (índex de recalcitrància del C). Lletres diferents indiquen diferències significatives ($P < 0,0001$). Unitats g/kg \pm desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

4.4. Carboni orgànic associat a la matèria mineral (humines)

Les humines es consideren components de la fracció d'humus del sòl. Són la porció orgànica insoluble en medi alcalí, constituïda per polímers d'alt pes molecular i o molècules fortament lligades a la matèria mineral del sòl. És per això, que la predominança o no d'aquesta part de l'humus depèn fortament de les característiques físiques del sòl. Així, sòls de textures fines podran donar lloc a major nombre de complexos organo-minerals que contribuiran al segrest de carboni. Es tracta majoritàriament de complexos argilo-húmics.

Els resultats de l'apartat 3.7. mostren que hi ha hagut un increment molt important del C insoluble, és a dir d'humines, en 18 anys respecte a l'inicial en ambdós tractaments. Fent referència altre cop als experiments de Walter *et al.*, (2006), es demostra que aquest augment pot ser degut a la vegetació desenvolupada a la zona anys després de l'aplicació dels fangs o en el sòl control. En les parcel·les tractades amb fangs s'observa que el C insoluble ha augmentat 2,4 vegades el seu valor inicial i en les parcel·les control 4,6 vegades. És important remarcar, que existeixen diferències significatives en

les mostres inicials entre els dos tractaments, el que indica que els fangs també aporten una part d'aquestes humines, tot just al ser aplicats al sòl. També poden influir en aquesta major insolubilitat els floculants afegits durant el procés de depuració de les aigües residuals, que afavoririen la formació de complexos insolubles i com a conseqüència el segrest de carboni quan són incorporats al sòl. Els $1,4 \pm 0,5 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ de C de les mostres inicials a les parcel·les control correspondrien a una matèria orgànica molt vella i fortament lligada a les argiles (terra procedent d'una excavació en un camp de conreu proper).

Com passa en el cas del carboni resistent a la hidròlisi àcida, es interessant estudiar la proporció relativa del C insoluble per tal de poder veure si s'han produït canvis qualitatius de la matèria orgànica. Com s'aprecia a la Figura 22, no existeixen diferències significatives en l'índex d'insolubilització (I_{in}). Tot i així, cal raonar aquests petits canvis que segurament venen donats per la formació de nous complexos organo-minerals que són possibles gràcies a l'aportació de matèria orgànica nova per part de la vegetació, i també gràcies a l'elevada proporció d'argiles que ja existeix al sòl. Aquest augment també és degut, molt probablement, a que la millora de l'estructura del sòl de la zona ha facilitat el segrest de carboni orgànic en els microagregats del sòl (Six *et al.*, 2002).

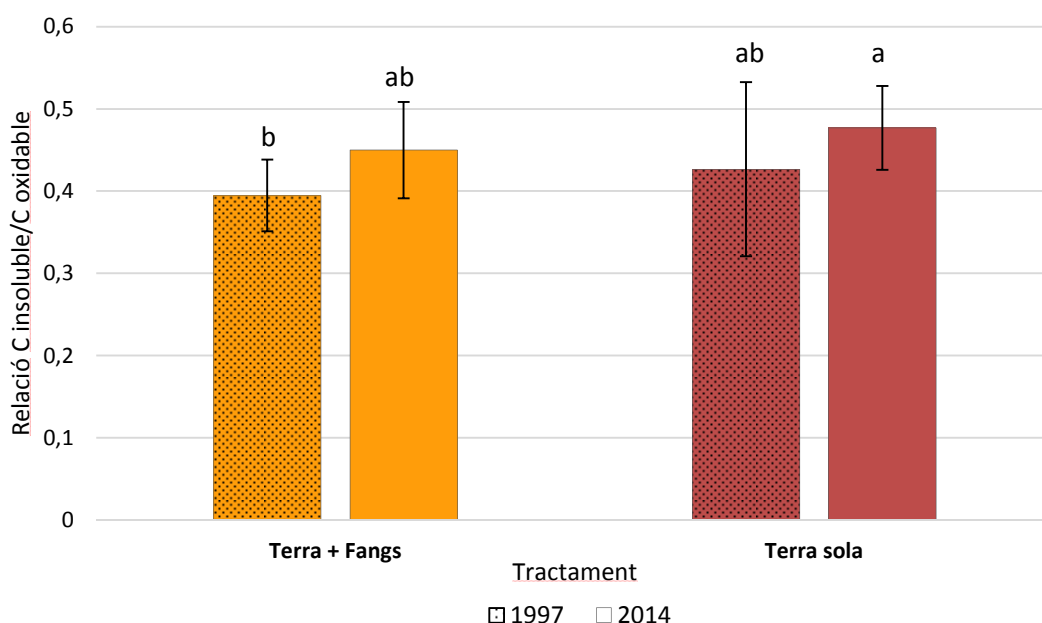


Figura 22. Relació carboni insoluble / Carboni oxidable (índex d'insolubilitat). Lletres diferents indiquen diferències significatives ($P < 0,0001$). Unitats g/kg \pm desviació estàndard. Font: Elaboració pròpia.

4.5. Avaluació del segrest de carboni

Com s'ha exposat als resultats, la rehabilitació del sòl mitjançant els fangs de depuradora ha suposat, en 18 anys, un segrest net de $26 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$, en comparació amb els $19 \text{ MgC} \cdot \text{ha}^{-1}$ del sòl control. Una diferència notable que posa de manifest que els fangs acceleren i afavoreixen els mecanismes de segrest de carboni al sòl.

La quantitat que hi ha actualment emmagatzemada en aquest sòl ($25 \text{ g} \cdot \text{kg}^{-1}$ a les zones rehabilitades amb fangs) no representa una situació d'equilibri o estacionària, i per tant no indica necessàriament el límit de la seva capacitat de segrest, altrament dit nivell de saturació de C. Si aquesta dada es compara amb el contingut de C del sòl natural proper a la pedrera (*Calcixeroll típic*, 5,51% de C orgànic) descrit anteriorment (Taula 1) es pot veure que el sòl rehabilitat no ha arribat encara al nivell de saturació de C. D'aquesta manera, es pot afirmar que aquest sòl rehabilitat és lluny encara de la seva saturació de C i per tant, previsiblement, podrà continuar segrestant carboni.

5. Conclusions

- Els resultats d'aquest treball permeten constatar que, en el període de temps estudiat, el contingut de C del sòl a augmentat significativament i que les zones rehabilitades amb fangs són les que més carboni han segrestat.
- Es pot afirmar també que el sòl rehabilitat encara té potencial com a captador de carboni, és a dir, que pot encara actuar com embornal de C, en comparació amb els sòl natural de la zona.
- S'ha produït un augment proporcional en el contingut de MO recalcitrant i MO insoluble en ambdós tractaments respecte a la MO total, el que indica que el principal factor que controla l'acumulació de matèria orgànica són les aportacions de la vegetació, com és propi d'un sòl recent.
- Finalment, es pot concloure que la utilització de fangs de depuradora per millorar la fertilitat dels sòls usats en la restauració de pedreres, aplicats de forma correcta, es pot considerar una bona opció per accelerar i millorar el segrest de carboni al sòl.

6. Bibliografia

Alcañiz, J. M.; L. Comellas i M. Pujolà. 1996. Manual de restauració d'activitats extractives amb fangs de depuradora. Recuperació de terrenys marginals. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient, Junta de Sanejament. Barcelona

Alcañiz J.M., O. Ortiz & V. Carabassa. 2008. Utilització de fangs de depuradora en restauració. Manual d'aplicació en activitats extractives i terrenys marginals. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Agència Catalana de l'Aigua. Generalitat de Catalunya.

Anaya, C.; Ortiz, J. Forgas, B. Berrocal, M. Agut i M. A. Calvo. 1996. Análisis de la microbiota presente en muestras de suelos de cantera tratados con lodos de depuradora. IV Congreso de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. Lleida, 16-19 setembre.

Bradshaw, A. 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecological Engineering* 8. 255- 269.

Caravaca, F., C. Garcia, M. T. Hernández, A. Roldán. 2002. Aggregate stability changes after organic amendment and mycorrhizal inoculation in the afforestation of a semiarid site with *Pinus halepensis*. *Applied Soil Ecology* 19, 199-208.

Clarholm, M. 1994. The microbial loop in soil. A: K. Ritz, J. Dighton i K.E. Giller (eds): Beyond the biomass. Compositional and functional analysis of soil microbial communities. John Wiley i Sons – British Society of Soil Science. Chichester.

Comellas, L; J. M. Alcañiz, T. Balanyà, M. Bonmatí, E. Crespo, F. De la Torre, J. T. Lliberia, O. Ortiz, M. Pujolà, X. Sort i T. Vaquero. 1994. Aprofitament de fangs de depuradora en la restauració de pedreres de calcària. C.E.T.S Institut Químic de Sarrià, Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals, Escola Superior d'Agricultura de Barcelona. Barcelona.

Debosz, K., Petersen, S.O., Kure, L.K., Ambus, P. 2002. Evaluating effects of sewage sludge and household compost on soil physical, chemical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology* 19, 237-248.

Domsch, K. H. 1984. Effects of pesticides and heavy metal on biological processes in soil. *Plant and soil*, 76: 367 – 378.

Düring, R.A., S. Gäth. 2002. Utilization of municipal organic wastes in agriculture: where do we stand, where will we go? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 544–556.

ECCP. (2001). European Climate Change Program. Long Report. <<http://www.europa.eu.int/comm/environment/climat/eccpreport.htm>>.

EuroCARE. (2002). Towards an Analytical Capacity in Costing of Abatement Options for Forestry and Agricultural Carbon Sinks. European Commission. DG Environment.

Feller C. i Beare M. H. 1997. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. *Geoderma* 79, 69-116.

Hassink J. 1997. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. *Plant and Soil* 191, 77-87.

Hayes, A. J. 1979. The microbiology of plant litter decomposition. *Sci. Prog. Oxf.*, 66: 25-42.

Jackson, M.L., 1964. Análisis químico de suelos (Traducido por J. Bertrán). Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. 662 p.

Jenkinson, D. S.; D. D. Harkness, E. D. Vance, D. E. Adams i A. F. Harrison. 1992. Calculating net primary production and annual input of organic matter to soil from the amount and radiocarbon content of soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 24(4): 295-308.

Jenkinson, D. S. i L. C. Parry. 1989. The nitrogen cycle in the broadbalk wheat experiment: a model for the turnover of nitrogen through the soil microbial biomass. *Soil Biol. Biochem.*, 21 (4). 535-541.

Kjøller, A. i S. Struwe. 1994. Analysis of fungal communities on decomposing beech litter. A: K. Ritz, J. Dighton i K.E. Giller (eds) : Beyond the biomass. Compositional and functional analysis of soil microbial communities. John Wiley i Sons – British Society of Soil Science. Chichester.

Lal, R. 2001. Soils and the greenhouse effect. A: Lal *et al.* (eds.) Soil Carbon Sequestration and the greenhouse effect. SSSA Special Pub, 57, 1-8.

Lützow M. V., I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner & H. Flessa. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions. *European Journal of soil Science* 57, 426-445.

Mattana, S., Ortiz, O., Alcañiz, J.M. 2010. Substrate-Induced Respiration of a Sandy Soil Treated with Different Types of Organic Waste. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 41, 408-423.

Mayer L. M. 1994. Relationships between mineral surfaces and organic carbon concentrations in soils and sediments. *Chemical Geology* 114, 347-363.

Merckx R., D. A. Hartog & J. A. Veen 1985. Turnover of rootderived material and related microbial biomass formation in soils of different texture. *Soil Biology. Biochemistry* 17, 565-569.

Moreno-Peñaranda, R., F. Lloret, J.M. Alcañiz. 2004. Effects of sewage sludge on plant community composition in restored limestone quarries. *Restoration Ecology* 12, 290-296.

Ninyerola, M., X. Pons, J.M. Roure, 2000. "A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques", *International Journal of Climatology*, 20, 1823-1841.

O'Connor G. A. 1994. Sewage sludge: Toxic organic considerations. In: C. E. Clapp, W. E. Larson & R. H Dowdy (eds) *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. SSSA Miscellaneous Publication. Madison.

Ojeda, G., S. Mattana, J. M. Alcañiz, G. Marando, M. Bonmatí, S. K. Woche, J. Bachmann. 2010. Wetting process and soil water retention of a minesoil amended with composted and thermally dried sludges. *Geoderma* 156, 399-409.

Ojeda, G., S. Mattana, M. Bonmatí, S. K. Woche, J. Bachmann. 2011. Soil wetting-drying and water-retention properties in a mine-soil treated with composted and thermally-dried sludges. *European Journal of Soil Science* 62, 696–708.

Ojeda, G., J. M. Alcañiz, O. Ortiz. 2003. Runoff and losses by erosion in soils amended with sewage sludge. *Land Degradation and Development* 14, 563-573.

Ojeda, G., J. M. Alcañiz, Y. Le Bissonais. 2008. Differences in aggregate stability due to various sewage sludge treatments on a Mediterranean calcareous soil. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125, 48-56.

Ortiz O. 1998. Activitat biològica i revegetació en sòls de pedreres de calcària restaurats amb fangs de depuradora. Tesis de Doctoral. Departament de Biologia Animal, Vegetació i Ecologia. Universitat Autònoma de Barcelona.

Ortiz, O. i J. M. Alcañiz. 1993. Respiration potential of microbial biomass in a calcareous soil treated with sewage sludge. *Geomicrobiology Journal*, 11 (3/4): 333-340.

Paustian K., W. J. Parton & J. Persson. 1992. Modeling soil organic matter in organic-amended and N-fertilized long-term plots. *Soil Science Society of America Journal* 56, 476-488.

Pierzynski, G. M. 1994. Plant nutrient aspects of sewage sludge. In: C.E.Clapp, W. E. Larson & R. H. Dowdy (eds) *Sewage Sludge: Land utilization and the environment*. SSSA Miscellaneous Publication. Madison.

Pons, X. 1996. "Estimación de la Radiación Solar a partir de modelos digitales de elevaciones. Propuesta metodológica". A: VII Coloquio de Geografía Cuantitativa, Sistemas de Información Geográfica y Teledetección. Juaristi, J. i Moro, I. (eds.) Vitoria-Gasteiz.

Rovira, p. & V.R. Vallejo. 2003. Physical protection and biochemical quality of organic matter in mediterranean calcareous forest soils: a density fractionation approach. *Soil Biol. Biochem.* 35: 245-261.

Scott, J. 1994. Sewage sludge: Pathogenic Considerations. In: C.E. Clapp, W. E. Larson & R. H. Dowdy (eds) *Sewage Sludge: Land Utilization and the Environment*. SSSA Micellaneous Publication. Madison.

Six J. , K. Paustian, E. T. Elliott & C. Combrink. 2000. Soil structure and soil organic matter: Distribution of aggregate size classes and aggregate associated carbon. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 681– 689.

Six J., R.T. Conant, E.A. Paul & K. Paustian. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155-176.

Smith, P. 2008. Land use change in soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81, 169 – 178.

Stevenson, F. J. 1986. *Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients*. Wiley-interscience Publication. John Wiley i Sons. New York.

Solberg E. D., M. Nyborg, R. C. Izaurralde, S. S. Malhi, H. H. Janzen & M. Molina-Ayala. 1997. Carbon Storage in soils under continuous cereal grain cropping: N fertilizer and straw. *In* *Management of Carbon Sequestration in Soil*. Eds. R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follett and B. A. Stewart. CRC Press, 235-254.

Sopper, W. E. 1993. *Municipal sludge use in land reclamation*. Lewis Publishers. Boca Raton.

Sørensen L. H. 1972. Stabilization of newly formed amino acid metabolites in soil by clay minerals. *Soil Science* 114, 5-11.

Sort, X., J. M. Alcañiz. 1999. Effects of sewage sludge amendment on soil aggregation. *Land Degradation and Development* 10, 3-12. □

Tarrasón, D., Ojeda, G., Ortiz, O., Alcañiz, J.M. 2010. Effects of Different Types of Sludge on Soil Microbial □Properties: A Field Experiment on Degraded Mediterranean Soils. *Pedosphere* 20, 681-691.

Tercer informe d'evaluación del panel intergubernamental sobre el cambio climático (IPCC) (2001). Glosario de términos. Anexo 3. 175.

The European Environment. State and Outlook. Soil. 2010. <http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/SOER2010/Docs/Soil.pdf>.

Van-Camp, L.,B. Bujarrabal, A. R. Gentile, R. J. A. Jones, L. Montanarella, C. Olazabal, S.

K. Selvaradjou. 2004. Reports of the technical working groups established under the thematic strategy for soil protection. Volume III. Organic matter. European Commission, Directorate General, Joint Research Centre, EUR 21319 EN/3.

Vaquero, M. T. 1995. Comportamiento de algunos contaminantes orgánicos en suelos calizos emmendados con fango de depuradora. Tesis Doctoral. Institut Químic de Sarrià. Barcelona.

Walter, I.; F. Martínez, G. Cuevas. 2006. Biosoil amendment of a calcareous, degraded soil in a semi-arid environment. Spanish Journal of Agricultural Research 4, 47-54.